

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

**AÇUDE SÃO SALVADOR. ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS DA
ÁGUA REPRESADA E DE SEU TRIBUTÁRIO PRINCIPAL. PROPOSTA DE
MANEJO PARA RETARDO DA EUTROFIZAÇÃO.**

ROSSANA MARIA LUCAS FERNANDES

CAMPINA GRANDE

1997

ROSSANA MARIA LUCAS FERNANDES

**AÇUDE SÃO SALVADOR. ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS DA
ÁGUA REPRESADA E DE SEU TRIBUTÁRIO PRINCIPAL. PROPOSTA DE
MANEJO PARA RETARDO DA EUTROFIZAÇÃO.**

**Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba, em
cumprimento às exigências para a
obtenção do grau de Mestre.**

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

**ORIENTADORAS: Prof^a Dr^a BEATRIZ S. O. CEBALLOS
Prof^a Dr^a ANNEMARIE KÖNIG**

Campina Grande - PB

1997



F363a Fernandes, Rossana Maria Lucas
Acude Sao Salvador: aspectos sanitarios e fisico-
quimicos da agua represada e de seu tributario principal,
proposta de manejo para retardo da uetrofizacao / Rossana
Maria Lucas Fernandes. - Campina Grande, 1997.
158 f : il. color.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) _
Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e
Tecnologia.

1. Processos de Tratamento de Agua - Metodos
Fisicoquimicos 2. Recursos Hidricos 3. Agua Represada 4.
Sanitarismo 5. Biodegradacao 6. Poluicao - Agua Represada
7. Dissertacao I. Ceballos, Beatriz S. O., Dra. II. Konig,
Annemarie, Dra. III. Título

CDU 626.16.08(043)

**AÇUDE SÃO SALVADOR. ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS DA
ÁGUA REPRESADA E DE SEU TRIBUTÁRIO PRINCIPAL. PROPOSTA DE
MANEJO PARA RETARDO DA EUTROFIZAÇÃO.**

ROSSANA MARIA LUCAS FERNANDES

COMISSÃO EXAMINADORA




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



Prof^a Dr^a Annemarie König
Orientadora



Prof^o Dr^o Rui de Oliveira
Examinador Interno



Prof^a Dr^a Regine Helena Silva dos Fernandes Vieira
Examinador Externo

Campina Grande - PB

1997

“... assim será a palavra que sair da minha boca: não voltará para mim vazia, mas fará o que me apraz e prosperará naquilo para que a designei.”

Is 55:11

“Você, natureza, poderá necessitar de uma década para formar uma boa imagem, a qual poderá ser destruída num dia e, provavelmente, precisará de um século para reconstruí-la, se conseguir...”.

Este trabalho é dedicado com amor,

Aos meus pais, João e Madalena que sempre estiveram presentes nos momentos mais marcantes de minha vida.

Aos meus sobrinhos, Emanuelle, Marcos, Felipe e Camila, para que lhes sirva de estímulo para a ardente caminhada que é a vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter-me amparado em todas as horas, não me deixando fraquejar e, sem o qual nada teria sentido.

Aos meus pais, que sempre me incentivaram, lego os méritos dos êxitos aqui alcançados.

Aos meus irmãos Ruth, Rosimary, Demetrius, Raíssa, Tibério pelo carinho e apoio e a Rachel, exemplo de coragem e determinação, pelo apoio, amor e grande amizade.

Às minhas orientadoras, Dr^{as} Beatriz S. O. de Ceballos e Annemarie König, meus maiores agradecimentos pela oportunidade, amizade, estímulo e credibilidade concedidos para o desenvolvimento deste trabalho, permitindo-me crescer nos caminhos da ciência.

A Jane (minha irmãzinha), pelo carinho e apoio.

Aos meus cunhados Gilson, Marcos e Marluce pelo apoio, palavras de estímulo e carinho.

A Wanda amiga inseparável durante o curso, cúmplice dos sonhos e ensinamentos, obrigada pelo constante apoio e estímulo nos momentos mais difíceis em que o desânimo e o cansaço pareciam prevalecer.

Ao amigo Aldre Jorge pelas horas de trabalho que lhe foram roubadas e por tamanha paciência e carinho nos ensinamentos de computação.

A Cristina (secretária) pela dedicação, carinho e total disponibilidade.

Aos amigos do mestrado: Lêda, Rossana Borges e Altemar, pela amizade, carinho e estímulo.

Ao Sr. Euclides (nosso barqueiro), pelas palavras de carinho e confiança, e sem o qual não teria sido possível a realização deste trabalho.

Aos professores da AESA, pelos conhecimentos à mim transmitidos.

Ao Departamento de Matemática e Estatística - CCT - UFPB, na pessoa do Professor Juarez Fernandez de Oliveira, pelos ensinamentos de estatística.

A Fayruss, Jean e Nelcimar pelo carinho, amizade e ajuda nas análises laboratoriais.

A Mabel Calina pelo carinho, apoio e horas de descontração no laboratório.

A Valmária, Fátima e Alves pelo carinho e prestabilidade.

A Savigni pelo apoio e carinho.

A Gildásio, por ter-me proporcionado momentos de descontração sem os quais no fim da jornada, o cansaço teria prevalecido, o meu carinho.

A Julaide, Simone e Angélica, o meu carinho.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

LISTA DE SÍMBOLOS

- Ta - temperatura da amostra
pH - potencial hidrogeniônico
Ce - condutividade elétrica
OD - oxigênio dissolvido
DBO₅ - demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias
NH₄⁺ - nitrogênio amoniacal
NO₃⁻ - nitrato
OF - ortofosfato solúvel
PT - fósforo total
ST - sólidos totais
STF - sólidos totais fixos
STV - sólidos totais voláteis
SST - sólidos suspensos totais
SSF - sólidos suspensos fixos
SSV - sólidos suspensos voláteis
CF - coliformes fecais
EF - estreptococos fecais
BHM - bactérias heterótrofas mesófilas
E.coli - *Escherichia coli*
NMP - número mais provável
UFC - unidade formadora de colônia
MUG - 4-metilumbelliferyl-β-D-glucoronido
ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade físico-química e sanitária da Represa São Salvador e seu principal tributário o riacho do mesmo nome, localizados no município de Sapé (7°06'S; 35° 14'5"W) e pertencentes à bacia inferior do Rio Paraíba, na microregião homogênea do Agreste Paraibano. Foram também identificadas as principais fontes poluidoras e analisada sua influência na distribuição espaço-temporal dos diferentes parâmetros, assim como os efeitos do clima caracterizado na região pela predominância de períodos de secas extremas seguidos de períodos de chuvas contínuas.

Foram coletadas amostras de água de 10 pontos, sendo 3 no riacho e 7 na represa (3 no centro e 4 nas margens). As coletas tiveram frequência quinzenal, distribuídas em dois períodos: período de chuvas, durante os meses de fevereiro até julho/96 e período de estiagem, entre setembro e dezembro/96. Foram determinados: coliformes fecais, estreptococos fecais, bactérias heterótrofas mesófilas, *E.coli*, temperatura das amostras, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO₅, nitrogênio amoniacal e nitrato, sólidos totais e frações, sólidos suspensos e frações, entre outras variáveis, segundo as técnicas de APHA *et alii* (1989 e 1995) e Rodier (1975).

Ao longo do ciclo hidrológico, a temperatura, o pH e a condutividade elétrica foram bastante constantes enquanto os macronutrientes (formas de nitrogênio e de fósforo) e os sólidos suspensos apresentaram fortes flutuações influenciadas pelo regime hidrológico associado com o aporte de material desde a bacia de drenagem nas chuvas e pelo metabolismo dos organismos aquáticos (fotossíntese, assimilação e biodegradação).

Os altos valores médios de coliformes fecais, estreptococos fecais, *E.coli* e bactérias heterótrofas mesófilas e as correlações positivas significativas entre sólidos suspensos voláteis e bactérias heterótrofas e entre

sólidos suspensos voláteis e coliformes fecais evidenciaram que a matéria orgânica era principalmente de origem fecal. Outras correlações positivas significativas (sólidos totais e ortofosfato; sólidos totais e DBO₅) no riacho durante as chuvas, reforçaram a idéia da influência do material alóctone na variabilidade da qualidade da água.

Segundo o CONAMA, o Riacho São Salvador e a represa se enquadram nas classes 2 ou 3 (devido a elevada contaminação fecal), sendo adequados para irrigação restrita e dessedentação de animais. Apenas em locais classe 2, a água pode ser usada para balneabilidade, irrigação irrestrita e aqüicultura.

Para melhorar a qualidade da água e retardar a eutrofização, deve ser tomado um conjunto de medidas: otimizar o funcionamento da ETE de Sapé para diminuir o impacto poluidor no riacho, recuperação da mata ciliar, o afastamento dos agro-ecossistemas ferti-irrigados das margens do açude. Deve-se também limitar o uso para balneabilidade.

ABSTRACT

This work analysed the physic-chemical and sanitary qualities of São Salvador dam and its principal influent, rivers São Salvador, located in Sapé municipality (7° 06'S; 35° 14'5"W), in the lower catchment area of Paraíba river at the geographical microregião of Agreste Paraibano. The main sources of pollution and their influence in the spatial and temporal distribution of the parameters the effect dry and wet seasons were also analysed.

Samples from 3 points in the river and 7 points in the lake were collected month from feb-jul/96 (rainy season) and sept-dec/96 (dry season) and analysed for faecal coliform, faecal streptococci, *E.coli*, heterotrophic bacteria, temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, BOD₅, total phosphorus and soluble phosphate, total and suspended solids, following APHA (1989, 1995) and Rodier (1975) recommendations.

During the hydrological cycle, pH and EC were constant while nutrients levels (N and P) and suspended solids values presented high fluctuations due the influence of dry or wet seasons, land erosion, domestic sewage contributions and micro-organisms metabolism (photosynthesis, assimilation's and biodegradations process).

High values of faecal bacteria indicators (faecal coliforms, faecal streptococci, *E.coli*) showed correlation with organic matter of faecal origin.

Accordingly to CONAMA Standards 20/86 both São Salvador stream and reservoir was suitable for restricted irrigators and animal use. Only sampling points with water quality belonging to class 2 were appropriate for bathing, unrestricted irrigation and aquiculture.

To improve water quality and delay eutrophication there is need to optimise the sewage treatment plant to reduce the negative impact of final effluent, recovering of marginal native vegetation, diversion of irrigated agro-ecosystems and control the recreational water use.

SUMÁRIO

1.0 – INTRODUÇÃO.....	001
1.1 – Objetivos.....	003
2.0 - REVISÃO DE LITERATURA.....	004
2.1 - Aspectos gerais do estudo de lagos e açudes.....	004
2.2 – Estudos físico-químicos e sanitários de ambientes lânticos no Brasil.....	005
2.3 - Contaminadores e poluidores de ecossistemas aquáticos.....	011
2.4 - Eutrofização e múltiplos usos de corpos aquáticos.....	012
2.5 - Bacteriologia de corpos aquáticos.....	020
2.6 - Indicadores de contaminação fecal.....	022
2.7 - <i>Escherichia coli</i>	025
2.8 - Estreptococos fecais.....	027
2.9 - Bactérias heterótrofas mesófilas.....	028
3.0 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	030
3.1 - Aspectos geomorfológicos e fisiográficos da área estudada.....	030
3.2 - Aspectos climatológicos.....	030
3.3 - Descrição dos locais amostrados.....	030
3.3.1 - Riacho São Salvador.....	030
3.3.2 - Açude São Salvador.....	031
3.4 - Pontos de amostragem.....	031
3.4.1 - Pontos de amostragem no Riacho São Salvador.....	031
3.4.2 - Pontos de amostragem na Represa São Salvador.....	032

3.5 - Período e frequência de amostragem.....	039
3.6 - Procedimento de coleta e preservação das amostras.....	039
3.7 - Parâmetros analisados e métodos analíticos.....	040
3.7.1 - Parâmetros físico-químicos.....	040
3.7.1.1 - Temperatura da amostra.....	040
3.7.1.2 - Potencial hidrogeniônico.....	040
3.7.1.3 - Oxigênio dissolvido.....	041
3.7.1.4 - Condutividade elétrica.....	042
3.7.1.5 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	042
3.7.1.6 - Nitrogênio amoniacal.....	042
3.7.1.7 - Nitrato.....	043
3.7.1.8 - Ortofosfato solúvel.....	044
3.7.1.9 - Fósforo total.....	044
3.7.1.10 - Sólidos totais e frações.....	045
3.7.1.11 - Sólidos suspensos e frações.....	045
3.7.2 - Parâmetros microbiológicos.....	046
3.7.2.1 - Coliformes fecais.....	046
3.7.2.1.a - Técnica dos tubos múltiplos.....	046
3.7.2.1.b Técnica da membrana filtrante.....	046
3.7.2.1.1 - Identificação bioquímica de bactérias do grupo coliforme	047
3.7.2.2 - <i>Escherichia coli</i> (<i>E. Coli</i>).....	047
3.7.2.2.a - Técnica cromogênica por tubos múltiplos - MUG.....	048

3.7.2.3 - Estreptococos fecais.....	048
3.7.2.4 - Bactérias heterótrofas mesófilas	048
3.8 - Análise de dados.....	049
3.8.1 - Análise estatística.....	049
4.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	051
4.1 - Parâmetros físico-químicos.....	051
4.1.1 - Riacho São Salvador.....	051
4.1.1.1 - Temperatura das amostras.....	051
4.1.1.2 - Potencial hidrogeniônico.....	053
4.1.1.3 - Condutividade elétrica.....	054
4.1.1.4 - Oxigênio dissolvido.....	055
4.1.1.5 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	056
4.1.1.6 - Nitrogênio amoniacal.....	057
4.1.1.7 - Nitrato.....	059
4.1.1.8 - Ortofosfato solúvel.....	060
4.1.1.9 - Fósforo total.....	061
4.1.1.10 - Sólidos totais e frações.....	061
4.1.1.11 - Sólidos suspensos totais e frações.....	062
4.1.2 - Represa São Salvador.....	062
4.1.2.1 - Temperatura das amostras.....	062
4.1.2.2 - Potencial hidrogeniônico.....	065
4.1.2.3 - Condutividade elétrica.....	067
4.1.2.4 - Oxigênio dissolvido.....	069

4.1.2.5 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	071
4.1.2.6 - Nitrogênio amoniacal.....	072
4.1.2.7 - Nitrato.....	074
4.1.2.8 - Ortofosfato solúvel.....	075
4.1.2.9 - Fósforo total.....	076
4.1.2.10 - Sólidos totais e frações.....	078
4.1.2.11 - Sólidos suspensos totais e frações.....	079
4.2 - Parâmetros microbiológicos.....	081
4.2.1 - Riacho São Salvador.....	081
4.2.1.1 - Coliformes fecais.....	081
4.2.1.2 - Estreptococos fecais.....	082
4.2.1.3 - Bactérias heterótrofas mesófilas.....	083
4.2.2 - Represa São Salvador.....	084
4.2.1.1 - Coliformes fecais.....	084
4.2.1.2 - Estreptococos fecais.....	086
4.2.1.3 - Bactérias heterótrofas mesófilas.....	088
4.3 - Técnica de tubos múltiplos e técnica cromogênica de substrato definido – MUG.....	089
4.4 - Identificação bioquímica de coliformes fecais.....	091
5.0 DISCUSSÃO.....	129
6.0 CONCLUSÕES.....	137
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	139

LISTA DE TABELAS

- Tabela 4.1 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos no Riacho São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 a 02/07/1996).....093
- Tabela 4.2 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos no Riacho São Salvador, Sapé (PB). Período de estiagem (30/09 a 10/12/1996).....093
- Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de Dados dos parâmetros físico-químicos na Represa São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 a 02/07/1996).....094
- Tabela 4.4 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de Dados dos parâmetros físico-químicos na Represa São Salvador, Sapé (PB). Período de estiagem (26/02 a 02/07/1996)095
- Tabela 4.5 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de Dados dos parâmetros microbiológicos no Riacho São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 a 02/07/1996) e de estiagem (26/02 a 02/07/1996).....096
- Tabela 4.6 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de Dados dos parâmetros microbiológicos na Represa São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 a 02/07/1996) e de estiagem (26/02 a 02/07/1996).....097

Tabela 5.1 – Classificação dos parâmetros físico-químicos do Riacho e Represa São Salvador, Sapé (PB), quanto aos padrões CONAMA (1986).....	134
--	-----

LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1 - Localização Geográfica do Estado da Paraíba e Bacias Hidrográficas.....034
- Figura 3.2 – Bacia de Drenagem do Riacho e Represa São Salvador, Sapé (PB).....035
- Figura 3.3 - Visualização dos pontos amostrados no Riacho São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto SS1; (b) ponto SS2; (c) ponto SS.....036
- Figura 3.4 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS1; (b) ponto RS2; (c) ponto RS3; (d) ponto RS4.....037
- Figura 3.5 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS5; (b) ponto RS6; (c) ponto RS7.....038
- Figura 4.1 - Pluviometria da cidade de Sapé e volume acumulado na Represa São Salvador (PB), no período de janeiro à dezembro de 1996.....098
- Figura 4.2 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto SS1 do Riacho São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....99
- Figura 4.2.(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto SS1 do Riacho São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....100
- Figura 4.3 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD,

DBO₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto SS do Riacho São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....101

Figura 4.3(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto SS do Riacho São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....102

Figura 4.4 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto SS2 do Riacho São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....103

Figura 4.4(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto SS2 do Riacho São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....104

Figura 4.5 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS1 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....105

Figura 4.5(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS1 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....106

Figura 4.6 – Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO₅ (b); ST, STF, STV (c) e ST, SS F e SSV (d), no ponto RS2 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....107

Figura 4.6(1) – Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e);

PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS2 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	108
Figura 4.7 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO ₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS3 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro à dezembro de 1996.....	109
Figura 4.7(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO ₃ ⁻ e NH ₄ ⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS3 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	110
Figura 4.8 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO ₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS4 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	111
Figura 4.8(1) – Variação temporal dos valores médios de: NO ₃ ⁻ e NH ₄ ⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS4 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	112
Figura 4.9 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO ₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS5 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	113
Figura 4.9(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO ₃ ⁻ e NH ₄ ⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS5 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	114
Figura 4.10 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a);	

OD, DBO ₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS6 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	115
Figura 4.10(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO ₃ ⁻ e NH ₄ ⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS6 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	116
Figura 4.11 – Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD, DBO ₅ (b); ST, STF, STV (c) e SST, SSF e SSV (d), no ponto RS7 da Represa São Salvador, Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	117
Figura 4.11(1)- Variação temporal dos valores médios de: NO ₃ ⁻ e NH ₄ ⁺ (e); PT e OF (f) e CF, EF e BHM (g), no ponto RS7 da Represa São Salvador Sapé (PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.....	118
Figura 4.12 - Variação espacial de CF e <i>E.coli</i> no Riacho e Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro - dezembro de 1996.....	119
Figura 4.13 - Variação temporal de CF e <i>E.coli</i> nos pontos SS1, SS e SS2 do Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro – dezembro de 1996.....	120
Figura 4.14 - Variação temporal de CF e <i>E.coli</i> nos pontos RS1, RS3 e RS4 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro - dezembro de 1996.....	121
Figura 4.15 - Variação temporal de CF e <i>E.coli</i> nos pontos RS5 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro - dezembro de 1996.....	122

Figura 4.16 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos SS1, SS e SS2 do Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.....	123
Figura 4.17 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos RS1, RS2, RS3 e RS4 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.....	124
Figura 4.18 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos RS5, RS6 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.....	125
Figura 4.19 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos SS1, SS e SS2 do Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período de estiagem, 1996.....	126
Figura 4.20 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos RS1, RS2, RS3 e RS4 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de estiagem, 1996.....	127
Figura 4.21 - Diversidade de gêneros e espécies de bactérias coliformes nos pontos RS5, RS6 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de estiagem 1996.....	128

1.0 - INTRODUÇÃO

A água é o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva: no homem, mais de 60% do seu peso é constituído por água, e em certos animais aquáticos esta percentagem aumenta para 98%.

Segundo VON SPERLING (1995), a Terra possui aproximadamente $1,36 \times 10^{18}$ metros cúbicos de água. No entanto 97% é água salgada (mares); 2,2% formam as calotas polares e apenas 0,8% estão sob a forma de água doce; sendo que destes, 97% são águas subterrâneas e 3% são águas superficiais, e estes eqüivalem aproximadamente a 35 trilhões de metros cúbicos de água (EHRlich & EHRlich, 1974; ANDERSON, 1981). Esses valores evidenciam a grande importância de se considerar a água como um recurso natural relativamente escasso, não completamente renovável e que deve ser preservado, evitando-se sua contaminação, particularmente da pequena fração facilmente disponível.

Com o progressivo aumento das populações e a evolução da civilização moderna, vêm crescendo as demandas de água para fins domésticos, industriais e agrícolas. Isto porque, na sociedade atual, a água desempenha função sem precedentes (GUERRA, 1976). Dados de levantamentos recentes mostram que entre 1940 e 1960 o consumo total de água dobrou de 1mil para 2 mil $\text{km}^3 \text{ano}^{-1}$; de 1960 para 1990 saltou para 4,13 mil km^3 ; e, no ano 2.000 estima-se atingir um consumo de 5,19 mil $\text{km}^3 \text{ano}^{-1}$. As estimativas são de que, ao final deste século, o consumo de água tenha aumentado em cerca de dez vezes em relação ao ano de 1900. A agricultura continua sendo o maior consumidor, embora que em menor proporção: de 90,5% no ano de 1900 para aproximadamente de 62,6% nos dias de hoje (GHASSEMI *et alii*, 1995).

O Brasil possui os maiores recursos hídricos renováveis da América Latina (6.950 Km^3) e um consumo relativamente modesto dos mesmos ($212 \text{ m}^3/\text{pessoa/ano}$). Isto contribui para o uso indiscriminado desses recursos,

resultando na degradação de corpos hídricos e no comprometimento das reservas futuras (LACERDA, 1995).

Atualmente, em grande parte de nosso planeta, observa-se uma intensa deterioração da qualidade das águas. BRANCO (1981) ilustra esse quadro considerando a poluição das águas para o ano 2.000 . Para essa época, a população mundial será de aproximadamente 7 bilhões de habitantes, consumindo em torno de 300 litros por pessoa por dia, sendo então necessários aproximadamente 700 bilhões de metros cúbicos. Essa quantidade constitui apenas 2% da água doce disponível atualmente. O principal problema não seria de quantidade e sim de qualidade: cada litro de água usado e lançado como esgoto nos corpos receptores deve ser diluído em 100 vezes com água de boa qualidade para manter uma DBO_5 aproximada de 3 mg/L no rio ou no lago. Considerando um esgoto doméstico com DBO_5 média de 300 mg/L, serão necessários 70 trilhões de metros cúbicos anuais de água somente para diluir os esgotos ou seja, duas vezes a quantidade de água superficial disponível

Para suprir a crescente demanda de água, a construção de reservatórios para fins múltiplos é uma das grandes experiências do homem na modificação dos ecossistemas naturais. Represas e açudes primeiro foram construídos como pequenos sistemas de acumulação de água com o propósito de irrigação, controle de inundações e abastecimento. Posteriormente foram substituídos por grandes empreendimentos destinados à produção de energia elétrica e para recreação, transporte, produção de biomassa, irrigação e suprimento de água (TUNDISI *et alii*, 1988).

No Nordeste é comum encontrar água acumulada em represas ou açudes, devido à frequência de secas dramáticas. Neste ambiente os açudes, demonstram seu papel essencial na vida de todos os que usufruem destes recursos hídricos (GUERRA, 1981).

Devido à seca, aos múltiplos usos das represas e a seu estreito relacionamento com a saúde pública, é importante serem estabelecidas medidas de manejo e proteção. Para isso é necessário se possuir informações básicas sobre o seu funcionamento e dos fatores controladores da carga fecal (DE OLIVEIRA, 1990). Portanto torna-se necessário o levantamento de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. A análise da distribuição espacial e temporal dessas variáveis é de fundamental importância para sua caracterização ecológica e sanitária, além de servir como subsídio para um melhor entendimento da estrutura e dinâmica de ambientes aquáticos tropicais e para a formulação de critérios para sua preservação e exploração racional.

1.1 - OBJETIVOS

Esta pesquisa tem por objetivos:

- conhecer as condições sanitárias e físico-químicas da água de um reservatório de recente formação e de seu tributário principal;
- identificar as fontes poluidoras e sua influência na distribuição e evolução espaço temporal da qualidade da água;
- avaliar o impacto do ciclo hidrológico (alternância de secas extremas e períodos de chuvas contínuas);
- iniciar a formação de um banco de dados, que subsidie a adoção de medidas de controle e de manejo sustentado de reservatórios no trópico semi-árido.

2.0 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Aspectos gerais do estudo de lagos e açudes

Os primeiros estudos de qualidade de águas superficiais se relacionaram com parâmetros físico-químicos, em especial com medições de temperatura e oxigênio dissolvido que foram realizadas em lagos da Suíça, por volta de 1600 (ESTEVES, 1988a). Nesta época já se associou o déficit na concentração de oxigênio dissolvido com as atividades físicas, químicas e biológicas que ocorrem durante a decomposição da matéria orgânica pela ação dos microrganismos aquáticos (GOLDMAN & HORNE, 1983).

No início do século XX e após a publicação do "Manual da Ciência dos Lagos" de François Alphonse Forel, na Suíça começaram os estudos integrados dos lagos. A nova ciência foi denominada de "Limnologia" (do grego LIMNE, que significa lago) pelo próprio Forel (ESTEVES, 1988a). Nos primórdios da Limnologia, esta era referida exclusivamente como "o estudo dos lagos". Atualmente inclui o estudo de todos os ecossistemas de águas continentais: lagunas, açudes, lagoas, represas, rios, riachos, brejos, áreas alagáveis, águas subterrâneas, coleções d'água temporárias, nascentes, estuários e fitotelmos (águas acumuladas nas bainhas das plantas, como por exemplo, nas bromeliáceas).

Segundo SCHÄFER (1984), a Limnologia é a parte da ecologia que estuda os agrupamentos e as interações dos organismos aquáticos com o meio ambiente líquido, interrelacionando a hidrologia, a botânica, a zoologia, a química, a física, a geologia e a meteorologia, entre outras ciências. O mesmo autor observa que é possível considerar a Limnologia Básica como tendo dois objetivos principais: o estudo dos sistemas de águas continentais em seu estado quase natural (não existem ambientes não poluídos) e o estudo dos efeitos das modificações antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos. Esta segunda abordagem se enquadraria na linha da Limnologia Aplicada, onde se avaliam a qualidade da água e os fatores responsáveis pela sua

modificação. Estes aspectos tornam a Limnologia uma parte indispensável dos estudos de engenharia sanitária e ambiental em ambientes aquáticos.

MARGALEF (1981) destaca que a qualidade da água represada registra as conseqüências ecológicas decorrentes das mudanças econômicas e sociais do meio ambiente onde se situa o lago ou represa; em particular, de sua bacia hidrográfica. Ecólogos modernos consideram que a avaliação da qualidade das águas continentais deve ter como unidade de estudo a bacia hidrográfica (BARBOSA, 1994; TUNDISI, 1988).

No estudo de corpos aquáticos a obtenção de séries temporais de dados durante períodos prolongados de amostragem (pelo menos ao longo de um ciclo hidrológico), permite avaliar a influência sazonal na qualidade da água. O estudo integrado do corpo aquático na sua bacia hidrográfica permite desenvolver critérios de manejo para a prevenção e/ou recuperação do ecossistema, através de programas de saneamento (BARBOSA, 1994; SCHÄFER, 1984).

2.2 – Estudos físico-químicos e sanitários de ambientes lênticos no Brasil

Considera-se que no Brasil os primeiros estudos limnológicos tiveram início em torno de 1930, com os trabalhos de Stilman Wright no açude de Bodocongó em Campina Grande (Paraíba), na região Nordeste (WRIGHT, 1981c). Este açude teria sido o primeiro ecossistema aquático continental brasileiro a ser submetido a pesquisas físico-químicas sistemáticas, com destaque para os estudos dos padrões de estratificação térmica e da química da coluna de água. A partir de então chamou-se a atenção para o fenômeno de estratificação e desestratificação diária a que estão submetidos os ecossistemas aquáticos continentais localizados nos trópicos (WRIGHT, 1981c).

Estudos semelhantes foram posteriormente feitos por Herman Kleerekoper, no Sul e Sudeste do país. Este autor, em São Paulo, pesquisou as represas de Guarapiranga, Cantareira e mananciais em Campinas,

Pirassununga e Perus e associou as algas presentes com os níveis tróficos e com a distribuição de nutrientes e oxigênio dissolvido. Fez observações sobre a relação algas-supersaturação de oxigênio. Kleerekoper destacou os efeitos da estratificação térmica sobre as condições físico-químicas e biológicas do lago e confirmou a ocorrência de períodos diários de circulação e estratificação. Em lagoas costeiras do sul do país, avaliou as variações de turbidez, temperatura, pH e condutividade elétrica, quando da influência dos ventos e do nível da água. Associou ainda as características de qualidade da água com os organismos presentes (KLEEREKOPER, 1944).

Com base na composição físico-química, Harald Sioli classificou os rios da Região Amazônica em três classes: rios de águas brancas (barrentas) aqueles que sofrem influência do processo erosivo com grande quantidade de material em suspensão; rios de águas claras, os que tem sua nascente em regiões geologicamente antigas como as planícies Central e Guianas que não sofrem influência do processo erosivo e rios de águas pretas, cujas águas apresentam abundantes substâncias húmicas de pH bastante baixo, como o Rio Negro com pH 3,5-4,0 (SIOLI, 1990).

As primeiras tentativas de aplicação direta dos conhecimentos limnológicos na solução de problemas de saneamento foram feitas no Brasil por Samuel Murgel Branco relacionando a qualidade da água com as concentrações de matéria orgânica, pH e alcalinidade e da poluição aquática com oxigênio dissolvido, DBO₅ e gêneros de algas (BRANCO, 1964).

Entre outros trabalhos no Brasil merecem destaque os de: BRANCO (1960, 1961, 1966, 1975, 1984) que estudou as represas Pedro Beicht, Cachoeira da Graça, Billings, do Rasgão, Pirapora, Edgar de Souza, Cantareira e Lago Paranoá, e os rios Biritiba, Jundiá e Taiassupeba e verificou as relações entre os parâmetros físico-químicos e biológicos e utilizou os coliformes como indicadores de poluição fecal. BRANCO *et alii* (1963) elaboraram uma classificação sanitária utilizando gêneros de algas para indicar poluição por esgotos em águas superficiais e esgotos. BRANCO (1975) alertou

sobre as conseqüências do lançamento de esgotos no Lago Paranoá e propôs a eliminação dos nutrientes introduzidos pelas ETE's Norte e Sul.

ROCHA (1976, 1980) estudou aspectos ecológicos, utilizando variáveis físico-químicas, e sanitárias e a macrofauna bentônica da Represa de Guarapiranga em São Paulo. Ressaltou que as barragens podem perturbar profundamente não só o comportamento natural dos rios represados como também atingir as regiões circunvizinhas, produzindo modificações hidrológicas, geológicas e paisagísticas e alterar as próprias características físicas e químicas da água. Este mesmo autor, pesquisou corpos d'água das bacias hidrográficas dos rios Tietê, Paranapanema, Paraíba do Sul, Pardo e Paraná (todos em São Paulo), onde foram estudados parâmetros físicos, químicos e biológicos como: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes totais e fecais, fósforo e nitrogênio e microrganismos, que possibilitaram a caracterização ecológica e sanitária dos ecossistemas. Suas conclusões mostraram que as cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo), estavam causando uma crescente eutrofização dessas águas.

Na Represa Billings ROCHA (1984) estudou os aspectos sanitários e de saúde pública, obtendo dados físico-químicos (oxigênio dissolvido, DBO, DQO, turbidez, resíduo total, nitrogênio total, fósforo total) e microbiológicos (coliformes totais e fecais). Associou os sólidos suspensos da represa à entrada de esgotos, ao transporte de material sólido e coloidal pelas águas superficiais e às algas desenvolvidas na represa; observou o decréscimo progressivo da concentração de coliformes fecais ao longo da represa com o distanciamento dos pontos de contaminação e atribuiu a sedimentação e à ação de microrganismos predadores de bactérias (certos vírus e protozoários) e à influência da luz e do oxigênio. Com Samuel Murgel Branco, estudou o nitrogênio e o fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento da eutrofização, em virtude do lançamento de esgotos domésticos na Represa Billings (ROCHA & BRANCO, 1985). ROCHA *et alii* (1985) estudaram a qualidade sanitária da água e a contaminação dos peixes por chumbo, cromo, mercúrio, zinco e o efeito dos surfactantes associando com o risco à saúde

pública. Rocha estudou ainda a importância da transformação de ambientes lóticos (rios) em lênticos (represas), mostrando que o processo facilita a deposição de materiais no fundo, acelerando o assoreamento e favorecendo uma maior disponibilidade de nutrientes minerais dissolvidos que estimulariam a proliferação de microrganismos produtores de substâncias tóxicas e/ou alérgicas ou que conferem sabor e odor à água (ROCHA, 1987). No Parque Ecológico do Tietê, São Paulo, sob intenso processo de eutrofização estudou o efeito da monocultura da cana-de-açúcar e da produção de álcool na poluição da água. Avaliou também a influência dos resíduos domésticos e industriais. Foram estudados os parâmetros: temperatura do ar e da água, profundidade da coluna de água, transparência com o disco de Secchi, cor, turbidez, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio amoniacal, nítrico e fosfato, os parâmetros sanitários foram: coliformes totais e fecais, fito e zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos, larvas de insetos de superfície e macrovegetação aquática (ROCHA, 1988). Fez um estudo comparativo dos sistemas biológicos de indicadores, devido a ação seletiva das águas poluídas, que tendem a ser habitadas por um número pequeno de espécies, onde a pressão ecológica que exerce a poluição, ao reduzir o número de nichos, elimina também espécies dos vários níveis tróficos, bloqueando desta forma, as cadeias naturais de alimentação (ROCHA, 1989b).

O lago Paranoá, foi estudado por PINTO-COELHO & GIANI (1985) que destacaram a acentuação das condições eutróficas com o avanço da estação seca. BRANCO (1981) avaliou o estado sanitário e as comunidades do fito e zooplâncton associadas com os fatores físico-químicos, ressaltando que as maiores concentrações de coliformes fecais eram detectados nos mesmos locais do aparecimento de cianobactérias e clorofíceas, próximos aos pontos de lançamento dos efluentes das ETEs Sul e Norte.

A Represa do Broa (São Paulo) foi estudada por HINO (1979), onde observou que os ventos e o fluxo da água, associados com a reciclagem de nutrientes, eram responsáveis pela grande heterogeneidade espacial e temporal na distribuição do fitoplâncton. Na mesma represa WATANABE

(1981) relacionou o padrão sazonal do fitoplâncton com a precipitação pluviométrica.

O efeito das chuvas foi estudado por HENRY & LOPEZ (1978) e HENRY & CURY (1981) na represa do Rio Pardo (SP) que observaram o aumento da turbidez, dos teores de coliformes e da diversidade do fitoplâncton, com a precipitação pluviométrica. HINO *et alii* (1984) estudaram o Reservatório de Monjolino, onde observaram que os ventos e as águas dos rios eram os fatores que mais influenciavam na dinâmica sazonal dos compostos de fósforo e nitrogênio. GENTIL (1984), estudou reservatórios situados em diferentes sistemas hidrográficos do mesmo estado, concluindo que os ventos estabeleciam a dinâmica de circulação e oxigenação da água. TUNDISI *et alii* (1988) estudaram a eutrofização cultural de vinte e três reservatórios de São Paulo situados nas bacias hidrográficas dos rios Grande, Tietê, Paraná, Paranapanema e Pardo. Consideraram o nível de trofia representativo de fatores externos (esgotos domésticos, resíduos industriais e agrícolas) e das características específicas de cada reservatório (regime hidrológico, tempo de detenção e padrões de circulação). BEYRUTH (1989) fez um estudo ecológico-sanitário de um lago marginal ao rio Embu-Mirim, avaliando parâmetros físico-químicos: observou a forte influência da temperatura ambiente e da pluviosidade na variabilidade dos diferentes parâmetros assim como o tamanho reduzido do corpo aquático.

Em Minas Gerais, BARBOSA (1981) estudou na Lagoa Carioca os efeitos dos fatores ambientais na produtividade do fitoplâncton, atribuindo as diferenças sazonais de clorofila "a", oxigênio dissolvido, pH, amônia e ortofosfato, entre outros parâmetros, ao material exógeno introduzido com as chuvas. ESTEVES *et alii* (1985) pesquisaram a Represa Três Marias e observaram o forte impacto das chuvas na distribuição espaço-temporal dos parâmetros ambientais básicos. GIANI *et alii* (1988), estudaram o Reservatório da Pampulha, eutrófico e destacaram que a turbidez reduzia a zona fótica.

Dentre os estudos realizados no Nordeste, merecem destaque: Wright

que estudou além do açude de Bodocongó, os açudes Velho, Puxinanã e Simão, entre outros na Paraíba, onde observou ciclos diários de estratificação térmica e mistura (WRIGHT, 1981a, 1981b, 1981c). Ainda na Paraíba, MELLO & CHACON (1976) estudaram o açude de Soledade, observando alta salinidade e condutividade do açude e baixa produtividade. WATANABE *et alii* (1989) avaliaram a relação entre as condições físico-químicas das águas de oito açudes paraibanos e a presença de plantas aquáticas. Observaram aumento da alcalinidade, do pH, da dureza e da salinidade do litoral ao interior do estado, em função da geologia e da diminuição dos índices pluviométricos, que causavam variações acentuadas das concentrações de nutrientes inorgânicos, temperatura, DBO₅ e OD entre os diferentes açudes e no mesmo açude em diferentes épocas. ARAÚJO (1992) estudou em quatro corpos aquáticos de Campina Grande e Boqueirão, as algas, os fungos e as bactérias (coliformes fecais, estreptococos fecais e *Pseudomona aeruginosa*) como indicadores do grau de poluição orgânica e classificou-os quanto ao estágio de trofia e saprobicidade. Destacou que o nível de contaminação fecal aumentava com o nível de saprobicidade. DINIZ (1994), pesquisou 21 corpos aquáticos (barreiros, tanques, cacimbas, cacimbões e açudes) usados para consumo humano e localizados em áreas rurais próximas à cidade de Campina Grande e concluiu que todos os reservatórios apresentavam condições sanitárias deficientes, caracterizados por valores elevados de coliformes e estreptococos fecais o que significava risco à saúde dos usuários. CEBALLOS (1995) estudou a tipologia de três açudes nordestinos do estado da Paraíba em duas épocas de seca e duas de chuva, com os objetivos de avaliar suas qualidades sanitária, biológica e físico-química, verificar as correlações existentes entre as variáveis, identificar fungos, cianobactérias e algas indicadoras de diferentes graus de poluição orgânica e definir um conjunto simplificado de parâmetros suficiente para avaliar o nível trófico de águas superficiais em regiões tropicais semi-áridas e concluiu que o grau de poluição orgânica e fecal dos açudes expressava o aumento das atividades antrópicas da zona rural à urbana. Ressaltou que nenhum dos corpos aquáticos tinha qualidade compatível com os usos a que se destinam, e observou que a ausência de diretrizes para um

manejo racional era a causa da deterioração dessas águas.

Em Pernambuco, Schubart citado por ROCHA (1976), estudou a ictiologia de lagos, onde fez levantamento de dados morfométricos, de temperatura e pH e observou a influência dos efluentes de engenhos de açúcar sobre a biota aquática.

MOELLE (1981) e LARAQUE (1991) estudaram a qualidade da água de numerosos açudes do sertão nordestino, visando seu uso na irrigação. Maior importância foi dada às variáveis físico-químicas e à época seca, pelos efeitos da acentuada evaporação na concentração de sais.

2.3 – Contaminadores e poluidores de ecossistemas aquáticos

Atualmente as atividades agrícolas vêm se destacando como fortes contribuidoras na deterioração da qualidade das águas superficiais. Isto ocorre pela liberação excessiva, para os corpos aquáticos, de frações de solo, pesticidas, esterco animal e/ou fertilizantes artificiais e material orgânico e inorgânico de diversas origens que alcançam as águas através do escoamento superficial (ONGLEY, 1996).

WATANABE *et alii* (1994), estudaram o impacto da monocultura da cana-de-açúcar em solos de baixa fertilidade no estado da Paraíba constatando que:

- o uso crescente de fertilizantes e agrotóxicos vem provocando um aumento na carga de nutrientes e contaminantes dos cursos d'água, particularmente durante os períodos de plantio e colheita;
- quando da queima periódica desta cultura a fuligem e as cinzas são transportadas pela atmosfera para os ecossistemas aquáticos aumentando a concentração de carbono;
- o vinhoto proveniente das usinas de açúcar não recebe tratamento adequado antes do seu lançamento em corpos receptores, contribuindo para aumentar a carga orgânica;
- aceleração do processo de erosão devido ao manejo inadequado do solo na preparação para o plantio, trazendo como consequência o

assoreamento dos corpos aquáticos.

Segundo ONGLEY (1996), a poluição agrícola é direta e/ou indiretamente causadora de fortes impactos ambientais. Nos corpos aquáticos as quantidades de nitrato têm aumentado bastante a ponto de que mais de 10% da população mundial está exposta a valores acima de 10 mg/L de nitrato nas águas de abastecimento. Esses valores despertam grande inquietude devido ao nitrato ser causador da metaemoglobinemia em bebês, que são particularmente susceptíveis às concentrações elevadas deste ânion.

Uma outra fonte importante de contaminação são os esgotos domésticos e os resíduos líquidos industriais que aumentam com o crescimento da população mundial. As águas superficiais representam um veículo natural para o escoamento desses produtos indesejáveis e que as tornam cada vez mais, impróprias para o consumo, trazendo riscos à saúde da população (OLIVEIRA, 1995). Influenciam também na deterioração das águas represadas, as águas de escoamento superficial de terras agro-pastoris e as águas de drenagem urbana (MARGALEF, 1981; VOLLENWEIDER, 1981).

2.4 - Eutrofização e múltiplos usos de corpos aquáticos

De acordo com VON SPERLING (1995) o gerenciamento dos recursos hídricos busca compatibilizar o uso do ambiente aquático com o grau de qualidade desejado e a sustentabilidade do ecossistema. Entretanto observa-se um freqüente confronto entre a utilização e a degradação. Essa contradição torna-se crítica no Nordeste do Brasil, caracterizado pela escassez de água e o uso múltiplo das fontes existentes. Nesta região, as principais fontes de água são reservatórios de acumulação (açudes) construídos geralmente em depressões naturais do terreno, que se enchem durante a época de chuvas e/ou pelo represamento de rios temporários.

A construção de um novo açude atrai rapidamente o assentamento de novas populações nas áreas próximas as quais, ao aproveitar-se estas águas, aceleram sua eutrofização e contaminação.

Segundo ESTEVES (1988a), tradicionalmente, os corpos aquáticos são classificados de acordo com seu grau de evolução trófica em: oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos. Os primeiros possuem águas com transparência alta, baixa concentração de nutrientes orgânicos e minerais e um número elevado de espécies com poucos representantes de cada uma. Os lagos eutróficos, pelo contrário, têm águas com turbidez crescente, altas quantidades de nutrientes como nitrogênio e fósforo e são ricos em matéria orgânica, podendo ocorrer falta de oxigênio nos locais mais profundos. Neles a zona fótica apresenta um número elevado de indivíduos pertencentes a poucas espécies. Os corpos aquáticos mesotróficos são aqueles que se apresentam num estágio entre o oligo e o eutrófico. Finalmente os hipereutróficos, se caracterizam por apresentar altas cargas de nutrientes, ou seja, um estágio avançado de eutrofização.

Para reservatórios cuja finalidade precípua seja o abastecimento de água à população, deve-se garantir que a qualidade deste seja resultante de um processo de eutrofização natural e em caso de eutrofização artificial ou antrópica, que esta seja retardada através de medidas de manejo (POLLACHI, 1993).

Em reservatórios de uso múltiplo ou destinados ao abastecimento humano a eutrofização é prejudicial devido a (AZEVEDO NETO, 1988; ROCHA & BRANCO, 1986):

(a) aumento exagerado de macronutrientes (formas de nitrogênio e fósforo);

(b) depleção de oxigênio dissolvido e anoxia;

(c) alterações profundas da biota, como substituição de espécies do fito e zooplâncton, de peixes etc., podendo haver o desenvolvimento excessivo (e prejudicial) de algas e plantas aquáticas. As algas e, em particular, as microalgas podem colmatar os filtros das ETA's e produzir sabor e odor na água distribuída;

(d) degradação da qualidade da água, com alterações de sua composição química como consequência da decomposição da matéria orgânica

(desprendimento de gases e produção de maus odores) e contaminação com microrganismos patogênicos (quando a matéria orgânica é proveniente de fezes e/ou esgotos) e em consequência a água se torna um veículo de transmissão de doenças como poliomielite, hepatites, salmonelose, shigelose, cólera, amebíase, esquistossomose, etc.;

(e) prejuízos para a irrigação quando ocorre anaerobiose e para aproveitamentos hidroelétricos, que por exemplo com a presença de macrófitas danifica os motores e turbinas e pH baixos;

(f) prejuízos diversos para a recreação, turismo e paisagismo devido à liberação de maus cheiros pela acelerada decomposição;

(g) aumento da evaporação devido à presença exagerada de macrófitas aquáticas que favorece o aumento da evapotranspiração;

(h) condições propícias para a criação de mosquitos, larvas e outros vetores.

Segundo ROCHA (1989b), os principais parâmetros de qualidade da água em relação ao "gerenciamento" de bacias hidrográficas submetidas aos efeitos de ações antrópicas são: físicos (temperatura, cor, turbidez, odor e resíduos sólidos); químicos (pH, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio e nutrientes) e biológicos (demanda bioquímica de oxigênio, coliformes e diversidade biológica).

A temperatura é função da energia calorífica resultante da absorção da radiação solar (comprimento de onda maior que 740 nm), onde o comprimento de onda do vermelho e o infravermelho é fortemente absorvido nas primeiras camadas da água. Esse calor pode se propagar parcialmente para as camadas inferiores através de um processo lento de condução de energia (ESTEVES, 1988a). Estudos limnológicos mostram que a temperatura varia com a profundidade da água, com a hora da coleta da amostra e com a época do ano, entre outros fatores (APHA *et alii*, 1995; CEBALLOS, 1995). Variações de temperatura podem afetar a velocidade de crescimento e reprodução, exigências nutricionais e as atividades enzimáticas dos microrganismos (RHEINHEIMER, 1980).

Um outro parâmetro essencial é o pH. Em águas doces, oscila geralmente entre 6,0 e 9,0 e exerce um efeito diferencial para a distribuição da maioria dos organismos aquáticos. Segundo ESTEVES (1988a) foi observada estreita interdependência entre a seleção e diversidade das comunidades vegetais e animais e o pH do meio aquático. O pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo no transporte iônico intra e extra celular. As comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH quando ocorre a fotossíntese, por exemplo, pela assimilação do CO₂, causando a elevação do pH, ou quando da ocorrência dos processos de decomposição e respiração, como consequência da liberação de CO₂ e da formação de ácido carbônico e de ácidos orgânicos fracos, produzindo-se uma queda do pH (APHA *et alii*, 1995; GUIMARÃES JÚNIOR *et alii*, 1990; SAWYER *et alii*, 1994).

Outros fatores que influenciam no pH são as características geológicas da região (solos alcalinos - pH básico) como se verifica nos açudes nordestinos (WATANABE *et alii*, 1989). O balanço hídrico negativo freqüente nestes açudes (a evaporação supera a precipitação), é um fator adicional para os elevados valores de pH da região, pois favorece a concentração de carbonatos (ESTEVES, 1988a). Segundo DE OLIVEIRA (1990) os rios em geral, transportam maior quantidade de ácidos húmicos e fúlvicos, tornando suas águas ligeiramente ácidas, o que conseqüentemente provoca um gradiente de pH com valores menores na porção superior aumentando em direção à foz.

De acordo com SCHÄFER (1984), uma das características mais importantes no funcionamento dos ecossistemas aquáticos é a capacidade de solubilizar gases, em especial o oxigênio, cuja presença influi decisivamente na distribuição e diversidade das comunidades aquáticas e no balanço de vários nutrientes. Segundo a concentração deste gás, o ecossistema será aeróbio ou anaeróbio, determinando o metabolismo predominante e os tipos de organismos que se desenvolvem. A determinação de oxigênio dissolvido é muito útil nos estudos de qualidade de águas, pois fornece rapidamente informação sobre a capacidade autodepurativa do ambiente em questão

(CONZONNO, 1995).

Açudes destinados a uso múltiplo apresentam concentrações muito variáveis de oxigênio dissolvido, desde valores extremamente baixos até de supersaturação associados com a produção fotossintética (CEBALLOS, 1995). Ambientes anaeróbios não são desejados porque há predominância de processos de fermentação e putrefação e liberação de gases tóxicos e mal cheirosos, não permitindo o crescimento de uma biota diversificada e inutilizando o reservatório para consumo humano, dessedentação de rebanhos, irrigação e piscicultura (BRANCO, 1975).

As descargas de matéria orgânica e sua posterior degradação contribuem com altos teores de macronutrientes no corpo aquático. Nos grandes rios e vales de inundação as principais fontes naturais de matéria orgânica particulada são as folhas da vegetação ribeirinha e as plantas aquáticas, que na sua decomposição dão lugar a nutrientes inorgânicos, com liberação de energia (POI DE NEIFF, 1995). Os elementos chamados nutrientes fundamentais são formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo. A evolução dos mesmos tem importância na interpretação e distribuição dos organismos, assim como o grau de evolução de trofia do corpo aquático e demais fenômenos ligados a eutrofização (CONZONNO, 1995).

SCHINDLER & NIGSWANDER (1970) citados por BONETTO (1995), calculando o balanço iônico de um lago oligotrófico do noroeste do Canadá, concluíram que apenas 20% do fósforo e 2% do nitrogênio que entra no lago, saem no efluente. Tal resultado parece ser de ocorrência geral e representaria uma característica comum do processo de eutrofização nos ambientes lênticos continentais (VOLLENWEIDER, 1976).

O nitrogênio é de importância fundamental à vida dos organismos, uma vez que faz parte das moléculas protéicas e portanto, do protoplasma celular. Constitui, juntamente com o fósforo, um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos microrganismos aquáticos (GOLDMAN & HORNE, 1983; ODUM, 1971). O nitrogênio está presente sob várias formas, entre elas: nitrato (NO_3^-),

(1997) observaram no mesmo açude valores em torno de 4,0 mg P/L de fósforo total, evidenciando forte avanço da eutrofização

Segundo SCHÄFER (1984) além das condições hidrológicas, o regime pluvial, ou seja, épocas de chuva e de estiagem, influem no transporte de material sólido. Estes são avaliados através dos parâmetros sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis e de suas frações fixas e voláteis.

A determinação dos sólidos totais e sólidos suspensos de uma água é importante no controle da poluição hídrica, pois altas concentrações podem dificultar a penetração da luz e prejudicam a fotossíntese, facilitando o assoreamento. Por este motivo é necessária a avaliação destes parâmetros nos corpos aquáticos. As partículas suspensas, formadas por bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos juntamente com compostos dissolvidos em menor proporção são responsáveis pela turbidez da água (ESTEVES, 1988a).

AGUIRRE JÚNIOR *et alii* (1993), estudando reservatórios no Norte e Nordeste do Estado de Minas Gerais, ressaltaram o impacto das chuvas no carreamento de sólidos minerais e orgânicos para os reservatórios, com influência direta sobre a biota aquática (com relação à fotossíntese e o crescimento exagerado dos microrganismos) das águas represadas e no assoreamento do mesmo.

2.5 - Bacteriologia de corpos aquáticos

Os ecossistemas de águas doces possuem uma biota microbiana autóctone constituída principalmente por bactérias heterótrofas e outros microrganismos transitórios que chegaram através do ar, do solo e dos despejos orgânicos (SOUSA, 1996). As bactérias possuem uma variada gama de estratégias fisiológicas que lhes permitem aproveitar diferentes recursos energéticos de acordo com as condições físico-químicas dos ambientes aquáticos. As fotossintéticas utilizam substratos orgânicos e inorgânicos como anentes redutores e as quimioautotróficas obtêm sua energia de compostos

orgânicos reduzidos. As bactérias heterótrofas obtêm sua energia da oxidação de compostos orgânicos e sua população é sempre quantitativamente importante nas águas continentais. Passam a competir com o plâncton pelo mesmo substrato, a matéria orgânica disponível, e apresentam uma grande diversidade (MARIÑELARENA & MAIAZZI, 1995a).

A contaminação dos ecossistemas aquáticos por microrganismos exógenos vem ocorrendo ao longo dos anos, devido ao crescimento demográfico e ocupação desordenada e intensiva do solo. Isto vem provocando um sério comprometimento dos recursos hídricos disponíveis para o consumo humano, aumentando consideravelmente o risco de doenças de transmissão hídrica (RIVERA & MARTINS, 1996). Entre as infecções transmitidas pela ingestão de águas contaminadas destacam-se: o cólera, a febre tifóide, disenteria bacilar (causadas por bactérias); hepatite infecciosa e poliomielite (causadas por vírus); e ainda doenças causadas por protozoários, como a amebíase. Esta via de transmissão é denominada via oral-fecal indireta, pois o patógeno é veiculado das fezes contaminadas até a boca do indivíduo sadio através da água (CAIRNCROSS, 1993).

São constantes as descargas fecais de homens e de animais infectados em corpos aquáticos, tanto de forma direta, através de águas de drenagem urbana ou esgotos, quanto indiretamente, através do escoamento superficial. São famosas as epidemias de cólera e febre tifóide que ocorreram na Europa na segunda metade do século passado. SNOW (1990), ao estudar a epidemia de cólera em Londres, foi o primeiro a descrever e comprovar uma doença de veiculação hídrica, cuja fonte de infecção era a água do rio Tâmis contaminado com esgotos. O controle bacteriológico é de suma importância para prevenir a disseminação destas doenças de transmissão hídrica (RIVERA & MARTINS, 1996).

A grande maioria das doenças de veiculação hídrica é devida a organismos patogênicos entéricos. A detecção na água, de qualquer organismo de origem intestinal, permite a afirmação da existência da contaminação

proveniente de excretas humanas (KAWAI *et alii*, 1971). De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), pelo menos 4 milhões de crianças morrem todos os anos devido às doenças causadas por infecções de origem hídrica (WHO, 1987). As condições que favorecem a transmissão de organismos patogênicos estão relacionadas com as deficiências de saneamento básico e com as precárias condições sócio-econômicas da população. Dentre estes fatores podem ser citados (TRABULSI, 1981):

- abastecimento insuficiente de água;
- contaminação de poços e mananciais;
- redes de esgotos escassas;
- destino inadequado das excretas;
- acumulação de lixo e, conseqüentemente, a proliferação de insetos e roedores que agem como vetores de microrganismos patogênicos;
- animais infectados;
- alimentos mal conservados;
- desnutrição, que reduz as defesas do hospedeiro e predispõe às infecções;
- assistência médico-hospitalar precária;
- educação sanitária deficiente.

2.6 - Indicadores de contaminação fecal

A pesquisa de microrganismos patogênicos na água requer procedimentos complexos e diferentes para cada um dos patógenos envolvidos. Precisa também de longo tempo para obtenção de resultados (pelo menos 5 dias), o que inviabiliza sua aplicação na rotina pois a população terá consumido esta água antes da obtenção dos resultados, além de que, normalmente, encontram-se em número reduzido. Por outro lado sua chegada à água é intermitente dificultando o seu isolamento e identificação podendo fornecer resultados falsos negativos. Por outro lado para isolá-los e identificá-los, precisa-se de pessoal especializado e o custo é alto. Estes fatos tornam imprescindível a utilização de organismos indicadores de contaminação fecal (BONDE, 1977).

As bactérias indicadoras de poluição fecal devem reunir as seguintes características (FEACHEN *et alii*, 1983):

- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios; ser de origem exclusivamente fecal;
- estar ausente no meio ambiente e em animais;
- estar presente sempre que microrganismos patogênicos intestinais estiverem presentes;
- apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;
- não se reproduzir fora do intestino humano;
- apresentar taxa de morte igual ou levemente menor que os patógenos intestinais (ter resistência igual ou maior aos fatores ambientais que os patógenos fecais);
- fáceis de detectar e quantificar e não serem patogênicos.

Não existe nenhuma bactéria que reúna todas estas características, sendo que apenas poucos grupos cumprem com alguns destes requisitos. Os mais usados são:

- coliformes totais e fecais;
- estreptococos fecais;
- *Clostridium perfringens*.

Outros indicadores foram propostos, entre eles destacam-se: colifagos (APHA *et alii*, 1995), *Clostridium perfringens* (CABELLI, 1977), *Pseudomonas aeruginosa* (GRABOW, 1977; HOADLEY, 1977), *Bifidobacterium* (MARA & ORAGUI, 1983).

O grupo dos coliformes totais, estão constituídos por vários gêneros da família Enterobacteraceae (*Enterobacter*, *Klebsiela*, *Citrobacter* e *Escherichia*) e são definidos como bastonetes Gram negativos, não formadores de esporos, anaeróbio facultativos e fermentadores da lactose em 24-48 horas com produção de ácido e gás (APHA *et alii*, 1995)

Os gêneros *Enterobacter*, *Klebsiela*, e *Citrobacter* não são de origem exclusivamente fecal, e podem ser encontrados na vegetação e no solo,

comprometendo assim a utilização desse grupo como indicador específico de contaminação fecal. Este fato, levou ao desenvolvimento de métodos para enumeração de um subgrupo dos coliformes, denominados grupo dos coliformes fecais (CF). Sua caracterização está baseada na capacidade de fermentar a lactose a 44,5 °C (GELDREICH, 1966) e por isso são também denominados coliformes termotolerantes.

Os estudos da bacteriologia aplicados à Engenharia Sanitária da água tiveram início aproximadamente em 1880, quando VON FITSCH descreveu *Klebsiella pneumonia* e *K. rhinoscleromatis* como organismos característicos de contaminação fecal humana (KABLER *et alii*, 1964). Aproximadamente em 1885 Escherich descreveu o isolamento de uma espécie bacteriana a partir das fezes de criança saudável, a qual foi denominada *Bacterium coli commune*. Observou que a então denominada *Bacterium coli*, não só ocorria em alta concentração em fezes humanas, mas também estava frequentemente associada com os microrganismos patogênicos, hoje denominados *Salmonella*, *Shigella* e *Pasteurella* dentre outros e o propôs como indicador de poluição fecal (DUTKA, 1973; GELDREICH, 1966; KABLER *et alii*, 1964). Esta foi a primeira descrição de *E.coli*, a qual até hoje está sujeita a inúmeros estudos a fim de explicar o seu papel na biota intestinal e a sua função indicadora de poluição fecal em amostras ambientais e em alimentos (SOUSA, 1996).

Ambos os pesquisadores (von Fitsch e Escherich) consideraram que apenas as fezes humanas significavam poluição de risco (KABLER *et alii*, 1964). Em 1938, Parr (citado por KABLER *et alii*, 1964), para uma melhor classificação dos coliformes, analisou os testes disponíveis para diferenciação das espécies deste grupo e escolheu os testes de indol, vermelho de metila, Voges-Prokauer e citrato. Estes constituíam uma combinação de reações simples e fáceis de executar que forneciam uma melhor classificação e identificação. A combinação dos quatro testes foi designada como teste IMViC. Desde 1946, o grupo dos coliformes vem sendo utilizado como indicador na avaliação bacteriológica da qualidade da água. Sua presença é considerada indicadora de risco potencial à saúde, devido à sua associação com os

microrganismos patogênicos excretados com as fezes (GELDREICH, 1966). Dos coliformes fecais, a *Escherichia coli*, é o marcador por excelência de poluição fecal, e os estreptococos fecais servem para confirmar a poluição fecal na ausência dos coliformes (CEBALLOS, 1995).

2.7 - *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* é um microrganismo presente na biota intestinal humana e de animais homeotermos (DUFOUR, 1977). Constitui o principal componente do grupo dos coliformes fecais e foi, até 1950, reconhecida como não patogênica. Não obstante, cepas de *E.coli* podem causar diferentes doenças, como enfermidades diarreicas, infecções locais, meningite, septicemia, síndrome urêmica hemolítica e enfermidades imunológicas (SUSSMAN, 1985).

A *E.coli* é uma bactéria Gram negativa em forma de bastonete, pertencente à família *Enterobacteriaceae*, fermentadora de lactose, produtora de indol, não utiliza citrato como única fonte de carbono, não produz urease, não fermenta o adonitol, produz reação positiva para o teste do vermelho de metila e reação negativa para o teste de Voges-Proskauer (EDWARDS & EWING, 1986).

A ocorrência de *E.coli* em rios contaminados com águas de esgoto não é de surpreender, considerando-se o grande número da mesma que é excretado com as fezes humanas e de animais (GELDREICH, 1966; DUFOUR, 1977). ANTAI (1987) verificou a qualidade bacteriológica de rios e córregos contaminados com efluentes de estábulos na área rural de Port Harcourt, na Nigéria, e encontrou que 77,5% das amostras de águas continham coliformes dos quais 20% foram identificados como *E.coli*. SOUSA (1996), em águas lóticas de Belém do Pará encontrou *E.coli* em 77,8% das amostras coletadas nos ambientes aquáticos com atividade antrópica mínima e em 100% das amostras coletadas com atividade antrópica moderada e evidente.

Estudos ecológicos em relação à sobrevivência de *E.coli* em água de rio e em água destilada sob condições controladas foram desenvolvidos por

McFETERS & STUART (1972) em Montana - USA,. Os autores observaram que a *E. coli* sobrevive melhor em águas com pH entre 5,5 e 7,5; fora desta faixa ocorre uma queda no crescimento. Em relação à temperatura e à sobrevivência, os autores demonstraram que abaixo de 15°C ocorre um declínio brusco na população.

ROBERTS (1992), na Ilha de Fiji (Oceania), examinou as águas de rios contaminados e não contaminados por efluentes de estação de tratamento de esgotos e verificou que a variação no número de coliformes estava relacionada com o ponto de coleta e com as diferentes épocas do ano. Segundo o autor, essa variação pode ser devida à mudança na qualidade do efluente e à distância do ponto de coleta à descarga do esgoto. A maior concentração de *E. coli* nestes rios contaminados foi de $9 \times 10^7/100$ mL (NMP), valor este próximo aos encontrados nos esgotos domésticos. O autor sugeriu que os rios deveriam ser monitorados periodicamente em vários locais, principalmente quando os mesmos fossem usados para recreação ou como mananciais de água potável.

Todos os indicadores, até agora propostos, apresentam vantagens e desvantagens de aplicação para avaliação da qualidade sanitária dos ambientes aquáticos. No entanto os padrões bacteriológicos a nível nacional e internacional estão baseados na detecção e enumeração de coliformes totais, coliformes fecais e, mais recentemente, *E. coli* (CONAMA, 1986; WHO, 1987; EPA, 1992). Por outro lado, nos últimos anos têm havido controvérsias sobre o significado do grupo coliforme como indicador de poluição de origem fecal, devido a relatos sobre surtos de salmoneloses e de outras bactérias patogênicas em ambientes onde a água foi considerada adequadamente protegida com base nos resultados negativos para coliformes fecais (DUTKA, 1973; TOWNSEND, 1992). Para contornar tal fato, vários autores sugeriram a utilização de *E. coli* como indicadora de poluição fecal (GELDREICH, 1974; DUFOUR, 1977) por ser exclusivamente proveniente de fezes de animais de sangue quente.

A Organização Mundial de Saúde recomenda para a avaliação

microbiológica da qualidade da água usada para consumo humano, a utilização de coliformes fecais (WHO, 1987). Nos Estados Unidos, os coliformes são utilizados como indicadores e, desde 1990, também foi incluída a *E. coli* (EPA, 1992).

APHA *et alii* (1995) propõem métodos alternativos para enumeração direta de *E. coli* em amostras de água destacando-se a técnica cromogênica. O teste baseia-se na utilização pelos *E. coli*, de um substrato cromogênico o 4-metilumbelliferyl- β -D-glucoronido (MUG), o qual é clivado pela enzima β -D-glucuronidase que é produzida normalmente por esta bactéria liberando 4-metilumbelliferona que é fluorescente ao ser observada sob luz ultravioleta ($\lambda = 366$ nm), dando resultado em 24 horas (APHA *et alii*, 1995).

Várias pesquisas têm sido feitas para verificar a utilidade do teste de MUG. EDBERG *et alii* (1988) estudaram as águas do Lago DeForest, New York e consideraram este teste como mais preciso que os de membrana filtrante e de tubos múltiplos. MANAFI *et alii* (1991) ressaltaram a facilidade e rapidez do teste usando o substrato cromogênico. CLARK *et alii* (1991) aplicaram o teste em 35 amostras de água tratada da cidade de Los Angeles, Califórnia usando o caldo lactosado com MUG e observaram que este meio de cultura está mais sujeito a falsos positivos, merecendo então maiores estudos.

2.8 - Estreptococos fecais

Os estreptococos fecais são um grupo de bactérias esféricas, Gram positivas, geralmente ligadas formando cadeias que fermentam a lactose, crescem a 37°C e fazem parte da biota de fezes do homem e de outros animais de sangue quente. O grupo está formado pelas espécies *Streptococcus faecalis*, *S. faecium*, *S. avium*, *S. gallinarum*, *S. equinus* e *S. bovis* (APHA *et alii*, 1995). Pertencem ao grupo "D" da classificação imunológica de Lancefield, baseada nos antígenos polissacarídeos da parede celular. Não foi registrada capacidade de multiplicação fora do hospedeiro para estas bactérias. O subgrupo dos enterococos é mais tolerante aos fatores ambientais que os

coliformes (GELDREICH & 1969; SALEH, 1979). Os estreptococos fecais são excretados nas fezes humanas em quantidades inferiores a CF e *E.coli. Coli*, porém, ocorrem em números superiores aos de coliformes fecais nas fezes de outros animais homeotermos (APHA, 1995).

As espécies *S. equinus* e *S. bovis* foram usados como indicadores específicos de poluição por dejetos de animais de sangue quente, exceto de humanos, e a sua presença indicaria contaminação recente, por não sobreviverem muito tempo fora do trato intestinal (GELDREICH, 1973).

2.9 - Bactérias heterótrofas mesófilas

As bactérias heterótrofas cumprem seus ciclos vitais nos ambientes aquáticos mineralizando a matéria orgânica dissolvida e particulada, processo no qual obtêm a energia para o seu metabolismo e os constituintes para suas estruturas celulares (MARIÑELARENA & MAIZZI, 1995b). Na região pelágica, uma fração importante da produção primária algal é excretada como matéria orgânica dissolvida e utilizada pelas bactérias que a transformam em carbono particulado como biomassa bacteriana (WILLIAMS & YENTSCH, 1976; LARSSON & HAGSTRON, 1979). A população destas bactérias é eficientemente controlada por predadores (ciliados e cladóceros) incorporando-os assim na cadeia alimentar (MARIÑELARENA & MAIZZI, 1995b).

A contagem de bactérias heterótrofas aeróbias e facultativas mesófilas em água, apesar de ser uma medida empírica, reflete indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente e pode fornecer uma informação semelhante à determinação da DBO (SANTOS, 1980). Quando corpos aquáticos recebem poluentes orgânicos a atividade das bactérias heterótrofas aumenta. Se existirem poluentes tóxicos as bactérias podem ser inibidas e a autodepuração prejudicada (GOULDER *et alii*, 1980). A enumeração destas bactérias pode ser utilizada como indicativo da extensão da poluição, mostrando zonas de impacto pela entrada de matéria orgânica no ambiente aquático. A extrema sensibilidade destes heterótrofos pode ser utilizada no

monitoramento microbiológico dos corpos d'água que recebem cargas poluidoras (DE OLIVEIRA, 1990; MARIÑELARENA & MAZZI, 1995b)

MARIÑELARENA & MAZZI (1995b) citam a classificação de ecossistemas aquáticos com a utilização de índices de estado trófico propostos por BUNDES MINISTERIUM (1976) que classifica como oligossapróbico ou ambiente pouco contaminado, quando a concentração é menor que 500 UFC/mL; α -mesosapróbico ou moderadamente contaminado com concentrações entre 10^3 e 10^4 UFC/mL; β -mesosapróbico ou fortemente contaminado com concentração entre 5×10^4 e 10^5 UFC/mL e de polisapróbico ou excessivamente contaminado entre $7,5 \times 10^5$ e 5×10^8 UFC/mL.

Pelo exposto, os estudos das variações da qualidade das águas represadas, nos seus aspectos físico-químicos e sanitários e dos aportes dos tributários principais, assim como as contribuições da bacia de drenagem são importantes para se poder definir formas adequadas de manejo e recuperação de ecossistemas aquáticos pois "Manejar é tentar utilizar um sistema de tal maneira que se possa obter o melhor proveito a curto prazo, e ao mesmo tempo, preservando-o a longo prazo" (MARUELLI *et alii*, 1988).

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Aspectos geomorfológicos e fisiográficos da área estudada

O açude São Salvador e seu principal tributário o rio do mesmo nome estão localizados na região Nordeste do Brasil, no Estado da Paraíba, no município de Sapé (7° 06'S; 35° 14'5"W) e inseridos na Bacia Inferior do Rio Paraíba, na microregião homogênea do Agreste Paraibano (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985) (Figura 3.1).

O solo se compõe de rochas cristalinas (baixa infiltração e alto escoamento superficial) parcialmente cobertas por sedimentos do Grupo Barreiras. As rochas não alteradas são *gnaiesses*, migmatitas e granitos (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 1985).

3.2 - Aspectos climatológicos

O tipo de clima predominante é o Bsh de Köpen: quente e seco no verão e úmido no inverno. A temperatura média oscila entre uma máxima de 34°C e uma mínima de 18°C. A precipitação média anual é em torno de 991 mm, concentrados em 7 meses (março-setembro). Foram registrados verões com balanço hídrico anual negativo, quando a evaporação supera a precipitação. A taxa média de evaporação é de 700 mm/ano (ATECEL, 1990).

3.3 - Descrição dos locais amostrados

3.3.1 - Riacho São Salvador

O Riacho São Salvador é formado nas suas origens pela confluência dos riachos Nossa Senhora de Lourdes e Olho d'Água. Possui uma área de drenagem de 26,9 km², vazão diária média de 9.543 m³ e um comprimento de 21,3 km (ATECEL, 1990).

3.3.2 - Açude São Salvador

O açude São Salvador começou a ser formado em meados de 1992 pelo represamento do Riacho São Salvador. Atingiu sua cota máxima em julho-agosto de 1993. O terreno inundado não foi previamente desmatado (ATECEL, 1990).

Dados do projeto (ATECEL, 1990) indicam que o açude faz parte de uma bacia hidrográfica com 109 km^2 , possui uma bacia hidráulica de $1.953.800 \text{ m}^2$ e uma capacidade de armazenamento de $12.627.520 \text{ m}^3$.

O objetivo da construção da barragem foi a regularização da vazão do riacho e o suprimento de água potável para quatro municípios: Sapé, Marí, Caldas Brandão e Mulungu. Foi estimado que, até o ano 2.030, a represa terá capacidade de abastecimento para 177.800 habitantes. A perenização do riacho deveria satisfazer às necessidades da população ribeirinha de consumo humano, dessedentação de rebanhos, irrigação e pesca.

3.4 - Pontos de amostragem

A amostragem das águas da Represa São Salvador e de seu principal tributário foi feita em 10 pontos de coleta, sendo 7 na represa e 3 no riacho (Figura 3.2).

3.4.1 - Pontos de amostragem no Riacho São Salvador

O riacho foi amostrado num trecho aproximado de 800 m, onde foram demarcaram 3 pontos. Estes locais foram escolhidos levando-se em consideração os diferentes tipos de influência antrópica segundo as atividades executadas na região (Figura 3.3).

A seguir são descritos os pontos de coleta:

SS1 - situado aproximadamente a 150 m a montante do lançamento do efluente final da ETE de Sapé em um local com pouco movimento de água e

leito rochoso. A montante e a jusante existe atividade de lavagem de roupas. Próximo ao ponto de coleta há captação de água através de tubos de PVC para irrigar uma horta fertilizada com esterco bovino.

SS - situado 20 m a jusante do lançamento do efluente final da ETE de Sapé e próximo a um local de lavagem de roupas, também recebe as águas provenientes do lençol freático que atravessam plantações de batata fertilizadas com adubo químico. Neste local, o riacho apresenta uma correnteza leve e o leito é arenoso.

SS2 - demarcado 600 m a jusante do ponto anterior onde as águas são bastante turbulentas e o leito tem um aspecto argiloso. Nas proximidades há pastagem de eqüinos e bovinos e cultivo de frutas como mamão e maracujá.

3.4.2 - Pontos de amostragem na Represa São Salvador

Na represa foram definidos sete pontos de coleta, sendo quatro nas margens e três no centro (Figura 3.4 e 3.5).

Os critérios utilizados para a escolha dos pontos foram: presença/ausência de atividades humanas e agrícolas, facilidade de acesso e proximidade com a barragem/sangradouro. Os três pontos centrais da represa foram determinados com um distanciamento médio aproximado de 2,5 km entre eles. Este distanciamento permitiu cobrir uma extensão de 5 km ao longo do eixo longitudinal (de aproximadamente 8 km de extensão).

A denominação e as características de cada ponto são descritas a seguir:

RS1 - localizado na margem sul da represa à 500 m da barragem considerados em linha reta a partir do centro da mesma; é um local usado para lavagem de roupas e para recreação de contato primário;

RS2 - situado na margem sul, aproximadamente a 1 km do ponto anterior (tomado em linha reta), sendo caracterizado pela presença de grande quantidade de caramujos dos gêneros *Ampullaridae* e *Thiaridae*. Nas áreas vizinhas são cultivados cana-de-açúcar, mandioca, milho e feijão adubados com esterco bovino. Neste local existe intenso movimento de carros pipas que captam água para abastecer, sem tratamento prévio, comunidades e sítios vizinhos carentes de água tratada;

RS3 - demarcado na margem sul a 3 km (em linha reta) do ponto anterior, é usado para recreação de contato primário, lavagem de veículos e embarcadouro. Há desenvolvimento intenso de macrófitas submersas (*Elodea sp.*) e flutuante (*Salvinia auriculata*), proporcionando condições para a retenção de grande quantidade de resíduos como material plástico, papéis e lixo em geral;

RS4 - situado no centro, próximo ao local de entrada do riacho na represa onde se forma um "delta". Caracteriza-se por abundante material sedimentado e presença de macrófitas flutuantes que induzem a formação de caminhos preferenciais para a água. Na margem próxima a este ponto de coleta existem plantações fertilizadas com esterco bovino onde se cultivam inhame, macaxeira, banana e hortaliças;

RS5 - localizado na margem norte, dista da barragem aproximadamente 2 km em linha reta. Nas margens existem plantações de cana-de-açúcar e pastagens de gado bovino;

RS6 - localizado na parte central da represa a 2,5 km do ponto RS4 e próximo a vários coqueiros que não foram cortados antes do enchimento;

RS7 - situado na parte central da represa a aproximadamente 2,5 km em linha reta do ponto anterior, perpendicular ao ponto RS5. Este local caracteriza-se pela grande quantidade de coqueiros que emergem da água;

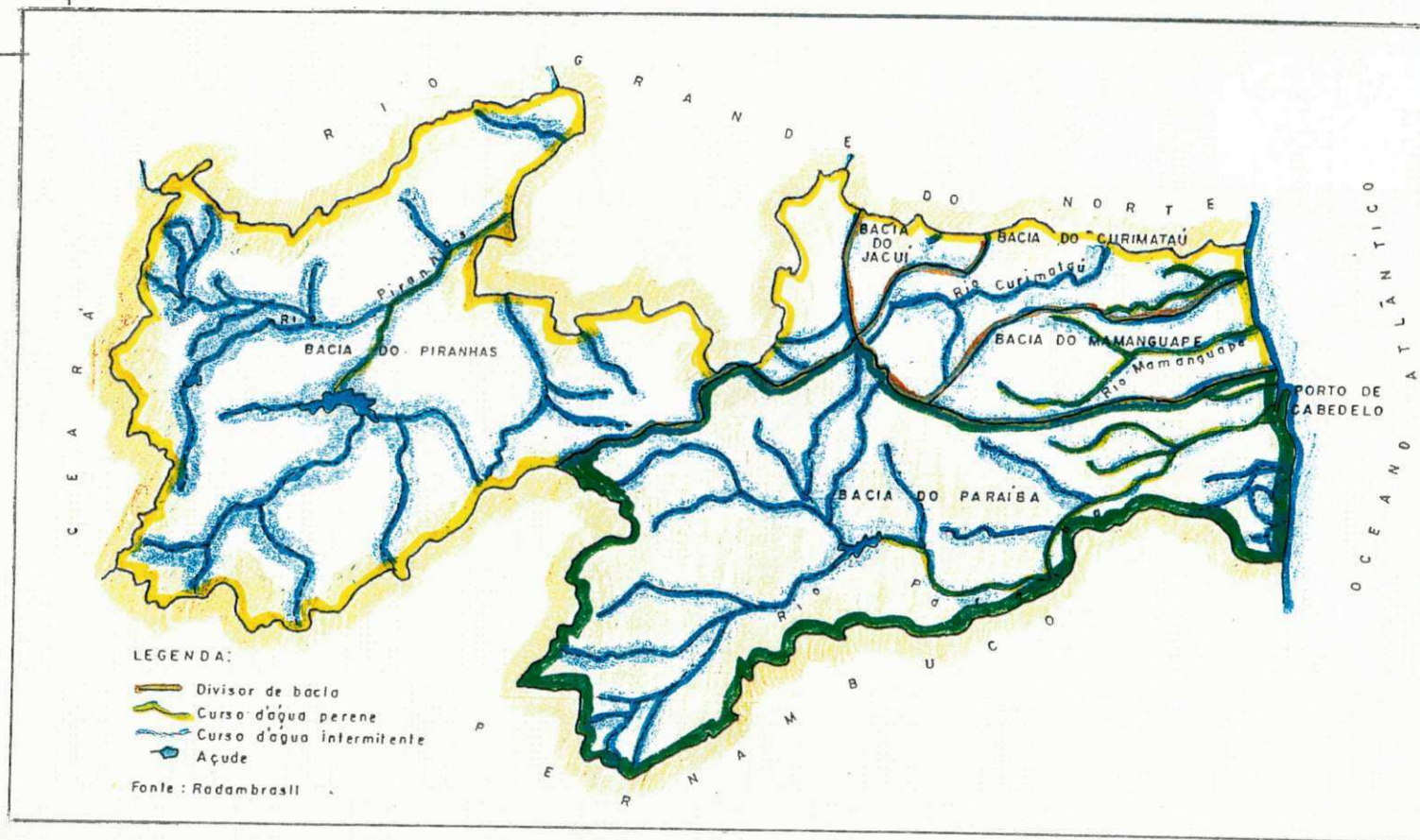
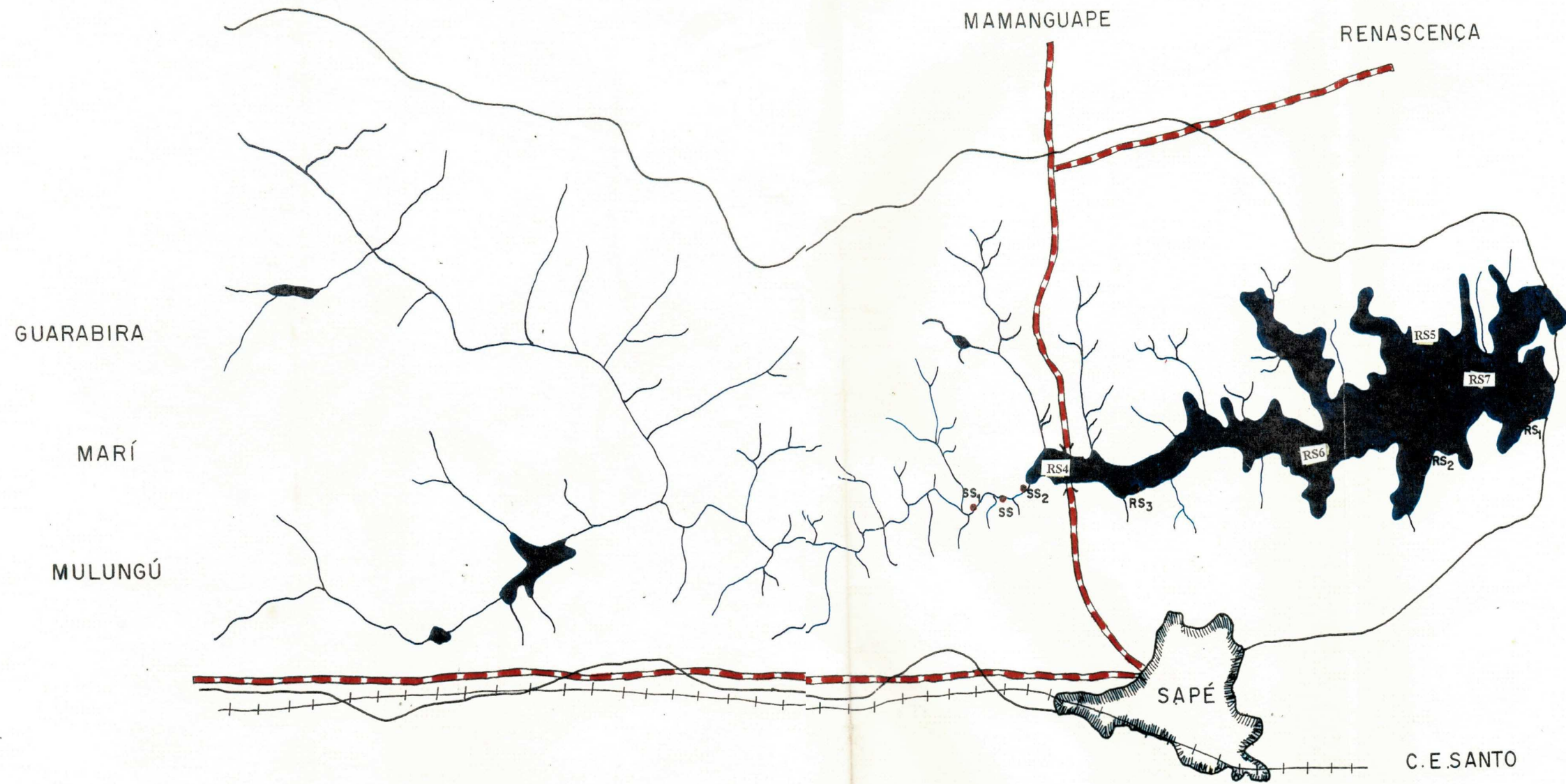


Figura 3.1 - Localização Geográfica do Estado da Paraíba e Bacias hidrográficas

Figura 3.2 - Bacia de Drenagem do Riacho e Represa São Salvador, Sapé (PB).



LEGENDA



- RIO



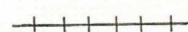
- LAGO



- CIDADE



- RODOVIA



- FERROVIA

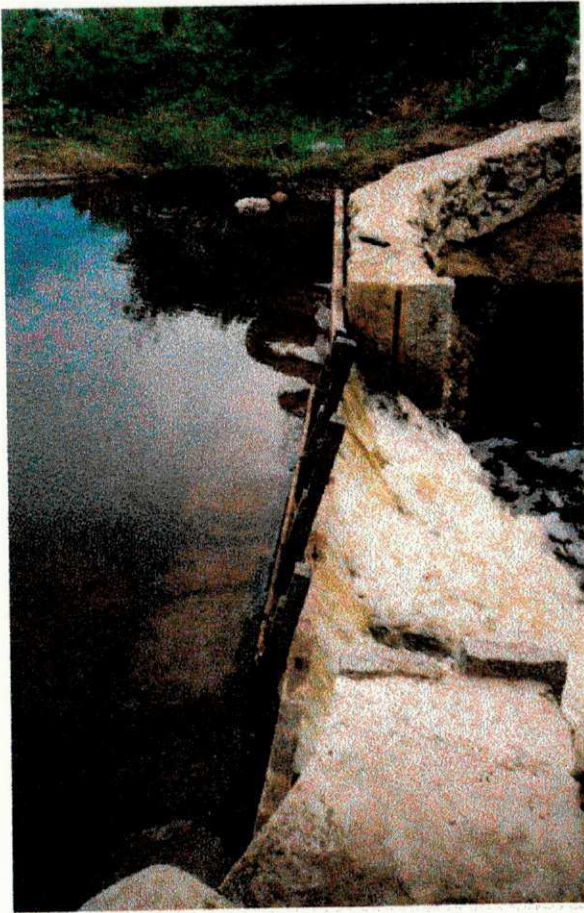


- PONTOS DE AMOSTRAGEM



- LIMITES

(a)



(b)

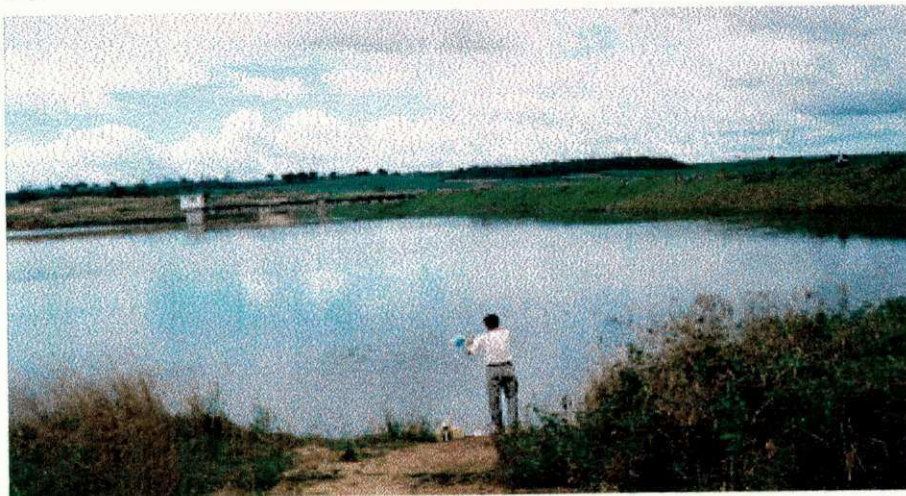


(c)



Figura 3.3 - Visualização dos pontos amostrados no Riacho São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto SS1; (b) ponto SS2; (c) ponto SS.

(a)



(b)



(c)

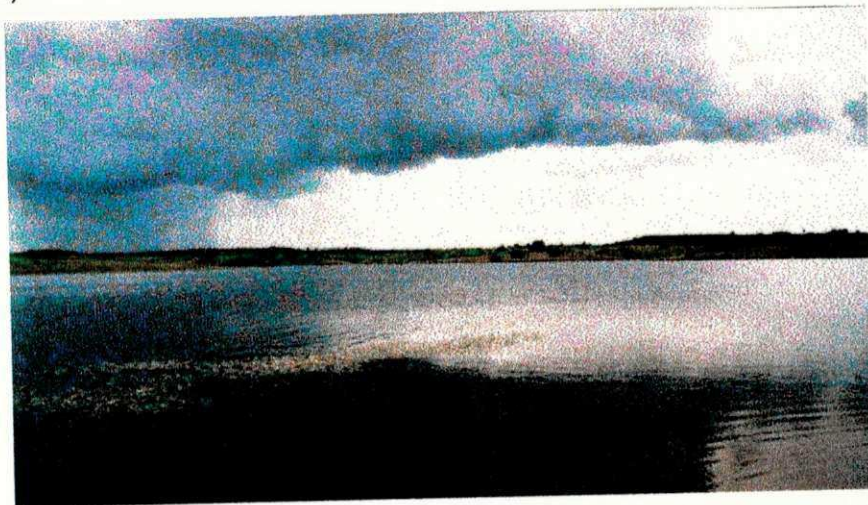


(d)



Figura 3.4 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS1; (b) ponto RS2; (c) ponto RS3 e (d) ponto RS4

(a)



(b)



(c)



Figura 3.5 - Visualização dos pontos amostrados na Represa São Salvador, Sapé (PB): (a) ponto RS5; (b) ponto RS6 e (c) ponto RS7.

3.5 - Período e frequência de amostragem

O período de amostragem foi iniciado em 26 de fevereiro e finalizado em 10 de dezembro de 1996, abrangendo cinco meses do período de chuva (março-julho) e quatro de estiagem (setembro-dezembro). As coletas de amostras eram realizadas a cada 15 dias.

3.6 - Procedimento de coleta e preservação das amostras

A coleta de amostra foi feita nos primeiros 30 cm de profundidade. Foi realizada com o auxílio de um balde atado a um cordão de nylon ou mergulhando o frasco de coleta diretamente na água. A amostragem dos pontos centrais foi feita com o auxílio de um barco a remo, devidamente equipado.

As amostras destinadas às análises físico-químicas foram coletadas em garrafas plásticas com capacidade de 2 litros, exceto para oxigênio dissolvido. Para este parâmetro a coleta era efetuada diretamente nos frascos padrões de DBO e imediatamente procedida a fixação do oxigênio dissolvido segundo a técnica de Winkler (APHA *et alli*, 1989).

Para as análises microbiológicas, as amostras eram coletadas em frascos de vidro cor âmbar de um litro de capacidade, estéreis (170°C - 2 horas em estufa), de boca larga e protegida com papel de alumínio. Após as coletas as amostras eram preservadas em caixas de isopor com gelo, a uma temperatura inferior a 10°C e transportadas ao Laboratório de Saneamento da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental DEC/CCT/UFPb, onde foram executadas as análises. O tempo transcorrido entre a coleta e o processamento não excedeu as 8 horas.

3.7 - Parâmetros analisados e métodos analíticos

3.7.1 - Parâmetros físico-químicos

3.7.1.1 - Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante pois influencia nos processos metabólicos de catabolismo e anabolismo celular e portanto na respiração dos microrganismos. Desta forma tem um efeito direto nos processos oxidativos de decomposição biológica da matéria orgânica. Observa-se ainda que para aumentos de 10°C na temperatura ocorre uma duplicação da taxa metabólica (ESTEVES, 1988a; SAWYER *et alii*, 1994). Portanto, quanto maior for a temperatura, maior será a eficiência metabólica, maior será a velocidade dos processos de biodegradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior será o consumo de oxigênio dissolvido na massa de água (ESTEVES, 1988a ; VON SPERLING, 1995).

A elevação da temperatura diminui a solubilidade dos gases e portanto a concentração dos mesmos na massa de água. Assim, a maior temperatura, menor a concentração de oxigênio dissolvido e de dióxido de carbono. Conseqüentemente águas tropicais com uma temperatura média de 25°C, apresentam menor concentração destes gases do que águas de regiões temperadas (PAYNE, 1986).

Na pesquisa, este parâmetro foi determinado diretamente na massa de água com um termômetro de filamento de mercúrio (marca INCOTERM, escala de 0 a 60°C).

3.7.1.2 - Potencial hidrogeniônico

Segundo MARGALEF (1986), o pH pode ser considerado como um dos parâmetros ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que é um dos mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade advém do grande número de fatores que o influenciam, por exemplo gases dissolvidos como o dióxido de

carbono. A decomposição da matéria orgânica, através do metabolismo heterotrófico e as atividades fotossintéticas provocam variações do pH que se refletem diretamente nas próprias atividades metabólicas dos microrganismos que participam do processo (BRANCO, 1986). Em águas naturais predomina o pH na faixa de 6,5 a 8,7 (MARGALEF, 1986). A biota, em geral, está melhor adaptada a pH em torno do neutro, assim quando as variações de pH ficam próximas a 4-5 ou superiores a 8,5 ocorrem restrições à diversidade de espécies (GOLDMAN & HORNE, 1983).

Este parâmetro foi avaliado pelo método potenciométrico em um aparelho marca ORION RESERCH, modelo SA 210, calibrado com padrões 4 - 7 e 9).

3.7.1.3 - Oxigênio dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos. Suas principais fontes são: o ar atmosférico através da reaeração mecânica e da turbulência causada pela ação dos ventos, e a fotossíntese. Esta última é a responsável, em horas de insolação, por níveis de super saturação. As diminuições são causadas pela respiração da biota nos processos de biodegradação aeróbia da matéria orgânica e perdas químicas com a oxidação de íons metálicos como por exemplo ferro e manganês (BRANCO & ROCHA, 1977; GOLDMAN & HORNE, 1983). O oxigênio dissolvido tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d'água. Em corpos aquáticos o seu decréscimo é considerado o principal efeito da poluição orgânica (VON SPERLING, 1995).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas pelo método titulométrico de Winkler, modificação da azida sódica em amostras pré-fixadas no campo (APHA *et alii*, 1989).

O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico após pré-digestão ácida com persulfato de amônio (APHA *et alii*, 1989).

3.7.1.10 - Sólidos totais e frações

Os sólidos totais são definidos como o material residual deixado numa cápsula de porcelana após evaporação da amostra e subsequente secagem à temperatura constante. O parâmetro inclui os sólidos suspensos totais e os sólidos totais dissolvidos (SAWYER *et alii*, 1994). Segundo VON SPERLING (1995), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos.

Os sólidos totais são compostos das frações de sólidos fixos e voláteis. Seu valor é obtido pelo peso do resíduo total na cápsula de porcelana após evaporação da amostra em banho maria e secagem em estufa a 103 - 105°C, até peso constante. Sólidos fixos é um termo aplicado ao resíduo total após ignição em mufla da cápsula de porcelana durante 20 minutos a 500°C. Os sólidos voláteis são obtidos pela diferença entre os sólidos totais e os sólidos fixos. A quantificação de sólidos fixos ou voláteis não indica determinação de material orgânico e inorgânico, devido a inclusão nestas perdas da decomposição e/ou volatilização de alguns minerais (APHA *et alii*, 1989).

Os sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis foram determinados pelo método gravimétrico segundo APHA *et alii* (1989).

3.7.1.11 - Sólidos suspensos e frações

O termo sólidos suspensos é usado em substituição a resíduo não filtrável e é definido como o material que fica retido em um filtro padrão de fibra de vidro (marca Whatman - GF/C, com diâmetro de 7 cm) .

Quando os sólidos suspensos são de origem natural (partículas de rochas, argilas e siltes, algas e outros microrganismos) não trazem inconvenientes sanitários diretos. Porém, são esteticamente desagradáveis na

água potável, e podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos, pois diminuem a eficiência da desinfecção. Quando são de origem antropogênica (despejos domésticos e industriais) podem estar associados a compostos tóxicos e organismos patogênicos. Qualquer que seja a origem, as partículas de sólidos reduzem a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese em corpos de água (MARGALEF, 1986).

Os sólidos suspensos foram determinados pelo método gravimétrico (APHA *et alii*, 1989).

3.7.2 - Parâmetros microbiológicos

3.7.2.1 - Coliformes fecais

A presença de coliformes fecais no ambiente aquático está associada à poluição por fezes ou esgotos. Portanto, indicam risco de contaminação por microrganismos patogênicos de veiculação hídrica. Crescem bem a 44,5°C, por isso são chamados de coliformes termotolerantes.

Os coliformes fecais foram quantificados pelas técnicas de tubos múltiplos e de membrana filtrante segundo APHA *et alii* (1995).

3.7.2.1.a - Técnica dos tubos múltiplos - esta técnica constou de: (1) teste presuntivo, no qual foi feita a inoculação de alíquotas das amostras e de suas diluições em caldo lactosado e incubação a 37°C, durante 24 e 48 horas; (2) teste confirmativo, através da transferência de alíquotas dos tubos positivos (turbidez e gás) do teste presuntivo para o meio EC, seguido de incubação a 44,5°C durante 24 horas. A leitura do NMP foi efetuado seguindo as tabelas APHA *et alii* (1995). Por último, o teste completo foi feito pela inoculação (dos tubos positivos) de uma alça de material de cada um dos tubos positivos em ágar nutriente e m-Endo Less. As colônias isoladas em cada um destes meios foram submetidas à coloração de Gram e a reinoculação em caldo lactosado com incubação à 37°C para realizar o teste completo.

3.7.2.1.b - Técnica da membrana filtrante - Os CF foram quantificados por esta técnica usando-se membrana MILLIPORE tipo HAWG 047 SO de 47 mm de diâmetro e poros de 0,45 µm. O meio de cultura utilizado foi o ágar m-FC (DIFCO) incubado a 44,5°C, durante 24 horas. As colônias típicas eram contadas, feito o cálculo para 100 mL de amostra e identificados os gêneros por testes bioquímicos.

3.7.2.1.1 - Identificação bioquímica de bactérias do grupo coliforme

A diferenciação das bactérias coliformes é necessária para se determinar a natureza da poluição, pois, existem outras bactérias Gram negativas que também fermentam a lactose com produção de gás e produzem brilho no meio Endo, como é o caso da *Aeromonas* sp. Para confirmar se estes resultados atípicos são causados por bactérias coliformes é necessário submeter essas colônias ou tubos a vários testes bioquímicos. O teste tradicionalmente usado na diferenciação de coliformes é o IMViC, que é composto por: indol, vermelho de metila, Voges-Prokauer e utilização de citrato. Estes testes, porém permitem a diferenciação das bactérias mas, não a completa identificação. Para a realização destes testes é necessário que se tenham culturas puras (APHA *et alii*, 1995). Tais culturas puras podem ser obtidas isolando-se nos meios Agar de Mc Conkey, Agar Endo ou nas placas usadas na técnica de membrana filtrante.

A identificação bioquímica foi feita seguindo APHA *et alii* (1995), que incorporam ao teste de IMViC, as provas de motilidade, descarboxilação de ornitina e lisina e fermentação de celobiose.

3.7.2.2 - *Escherichia coli* (*E.coli*)

O *E.coli* é um membro do subgrupo das bactérias coliformes e segundo alguns autores é o integrante mais numeroso do grupo (CEBALLOS, 1990). Sua presença na água indica, sem dúvida alguma, que a mesma foi

contaminada por material fecal de animais de sangue quente (APHA *et alii*, 1995; DUFOUR, 1977). Esta bactéria foi quantificada pela técnica cromogênica seguindo APHA *et alii* (1995).

3.7.2.2.a - Técnica cromogênica por tubos múltiplos (MUG) -

O meio usado foi o caldo lactosado contendo o MUG (4-metil-umbelliferyl- β -D-galcoronido), marca OXOID. O fundamento do teste consiste na quebra do substrato cromogênico 4-metilumbelliferyl- β -D-glucoronido pela enzima β -glucoronidase, produzida apenas pelas *E.coli*. Neste processo se libera o 4-metilumbelliferona e, quando o meio de cultura é observado sob luz ultravioleta de 366 nm (SPECTROLINE MODEL EA-160/F) em câmara escura (SPECTROLINE MODEL CM-10), é observada fluorescência azul intensa. As amostras que exibiram esta fluorescência após 24 horas de incubação a 35°C foram registradas como *E.coli* positivas e após feita a leitura dos tubos positivos foi calculado o NMP (APHA *et alii*, 1995). As amostras que não exibiam fluorescência retornavam à estufa por mais 2 horas e eram novamente examinadas.

3.7.2.3 - Streptococos fecais

Os estreptococos fecais estão presentes nas fezes de animais de sangue quente. Possuem vantagens como indicadores sobre os coliformes porque o subgrupo dos enterococos é mais resistente e tem pouca tendência de se multiplicar em ambientes naturais ou no solo (APHA *et alii*, 1995; CLAUSEN *et alii*, 1977). Segundo CEBALLOS (1990), no laboratório, são fáceis de isolar e quantificar e crescem bem a 37°C. Ainda servem para confirmar a poluição fecal quando os coliformes estão ausentes (contaminação intermitente).

A quantificação dos estreptococos fecais foi realizada pela técnica da membrana filtrante (APHA *et alii*, 1995) sendo o meio de cultura o m-Enterococcus ágar (OXOID), com incubação a 37°C, durante 48 horas. Foram contadas as colônias vermelhas e feito o cálculo para 100 mL de amostras.

3.7.2.4 - Bactérias heterótrofas mesófilas

Para o controle da qualidade microbiológica de águas destinadas a consumo humano, é de fundamental importância que se tenham informações sobre a população bacteriana geral. Densidades muito elevadas de microrganismos na água podem determinar a deterioração de sua qualidade, com desenvolvimento de odores e sabores desagradáveis e produção de limo ou películas. Além destes problemas, densidades bacterianas elevadas podem representar um risco à saúde dos consumidores pois, embora a maioria das bactérias da biota normal da água não sejam consideradas patogênicas, algumas delas podem atuar como patógenos oportunistas. Um outro aspecto importante é a influência inibidora de alguns microrganismos, que quando presentes em números elevados podem impedir a detecção de coliformes, seja devido à produção de fatores inibitórios, ou pela competição (APHA *et alii*, 1995, CEBALLOS & KÖNIG, 1996).

A quantificação das BHM foi realizada pela técnica de vertido em placa para contagem padrão (APHA *et alii*, 1992). O meio utilizado foi o PLATE COUNT AGAR (OXOID) com incubação a $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ durante 48 ± 3 horas. Para a leitura eram selecionadas as placas correspondentes à diluição que fornecia contagens entre 30 e 300 colônias. Depois era feito o cálculo para 1mL de amostra.

Deve ser observado que independentemente do método, é impossível obter uma contagem total de bactérias heterótrofas, pois a água contém diferentes tipos de bactérias cujas necessidades nutricionais e temperaturas ótimas para crescimento são variáveis; assim um único meio de cultura e uma única temperatura de incubação não podem satisfazer às necessidades fisiológicas de todas as bactérias que podem estar presentes na amostra (GELDREICH *et alii*, 1972).

3.8 - Análise de dados

3.8.1 - Análise estatística

Para cada ponto de coleta foram determinados valores médios, medianos, máximos e mínimos associados às variáveis físico-químicas e microbiológicas. Estes parâmetros foram avaliados para cada época climática. Para as variáveis coliformes fecais, *Escherichia coli*, estreptococos fecais e bactérias heterótrofas mesófilas foram calculadas médias geométricas, para as demais, médias aritméticas.

Devido à grande variação dos valores individuais, para a análise estatística subsequente foi adotada a mediana como parâmetro, por ser uma medida de tendência central menos afetada que a média pelos valores extremos.

As análises estatísticas foram realizadas com assessoria do Departamento de Matemática e Estatística do CCT - UFPb, CAMPUS II. Foi usado o utilitário SPSS for Windows 5.0 (NORUSIS, 1992).

4.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

A Figura 4.1 apresenta as variações temporais da precipitação pluviométrica no município de Sapé e o volume acumulado no Açude São Salvador ao longo do período de janeiro-dezembro de 1996.

4.1 - Parâmetros físico-químicos

As Tabelas 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4 , apresentam os valores médios, mínimos, máximos, medianos e número de dados dos parâmetros físico-químicos do Riacho e da Represa São Salvador, nos períodos de chuva e de estiagem.

As Figuras 4.2, 4.2(1), 4.3, 4.3(1), 4.4 e 4.4(1) mostram as variações temporais dos valores médios dos diferentes parâmetros nos três pontos do riacho.

4.1.1 - Riacho São Salvador

4.1.1.1 - Temperatura das amostras

Os valores médios de temperatura foram bastante constantes durante os dois períodos de coleta. Para o período de chuva o valor médio mínimo foi de 26,4°C nos pontos SS1 e SS2 e o máximo foi de 26,6°C no ponto SS2. Na estiagem a média mínima foi de 26,5°C, ponto SS1, e a média máxima foi de 27,2°C no ponto SS2. Para o período de chuva a amplitude foi de 1,2°C e na estiagem de 0,7°C. Temperaturas uniformes ou com poucas flutuações para um mesmo horário ao longo do ano são típicos de regiões tropicais (PAYNE, 1984).

Segundo ESTEVES (1988b), para os trópicos não se deve fazer referência a variações sazonais de temperatura visto que há ausência de estações definidas, sendo melhor considerar as variações deste e dos diferentes parâmetros de qualidade da água ao longo do ano como variações temporais.

As Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 mostram as variações temporais de temperatura das amostras para os 3 pontos de coleta.

Os altos valores médios da temperatura se associam com a temperatura ambiente da região, com médias anuais próximas a 25°C, mínimas de 21°C e máximas de 30°C (SILVA *et alii*, 1987). Por outro lado, influenciou também o horário de coleta que no riacho foi feito geralmente entre 10:30 e 12 horas, horário este de forte insolação.

VIEIRA & FAÇANHA (1994), encontraram para o Rio Coçó (Fortaleza - CE), valores de temperatura que variaram de 25 a 31°C em coletas realizadas no período da manhã, e ressaltaram que estes valores favorecem o crescimento das bactérias mesófilas.

CEBALLOS *et alii* (1993), obtiveram para o riacho de Bodocongó, em Campina Grande (PB), valores médios de temperatura entre 23 e 26°C, associado a temperatura ambiente elevada, e também a descarga de efluentes industriais aquecidos. Descargas deste tipo não foram observadas no Riacho São Salvador.

NECCHI *et alii* (1996), estudando o Córrego da Barra Funda (Noroeste do Estado de São Paulo), encontraram variações das médias nictemerais de temperatura entre 16,1 (inverno) e 25,6°C (verão), com média global de 21,6°C apresentando maior amplitude no inverno, ao contrário do observado nas regiões temperadas. Comparando com os resultados deste trabalho, ficou evidenciado que as variações nictemerais foram bem mais acentuadas que as variações diurnas.

AMARAL (1992), encontrou para o córrego da cidade de Jaboticabal, São Paulo, variações de temperatura inferiores a 5°C durante o dia e associou esta à pequena variação da temperatura ambiente na época de verão.

A análise de correlação múltipla de Pearson mostrou correlação negativa significativa deste parâmetro com o oxigênio dissolvido ($\alpha = 0,05$; $r = -0,999$) no

período de estiagem, quando as temperaturas foram mais elevadas. Esta associação reflete o efeito inverso entre a solubilidade dos gases e o aumento da temperatura na massa de água.

4.1.1.2 - Potencial hidrogeniônico

O pH das amostras esteve em torno do neutro, nos dois períodos. Na época de chuva o valor médio mínimo foi de 7,1 no ponto SS1, e o médio máximo foi de 7,3 no ponto SS. Na estiagem, o valor mínimo manteve-se em 7,1 no ponto SS1 e o máximo foi de 7,5 no ponto SS2, não havendo variação significativa deste parâmetro ao longo do ano. Este comportamento é visualizado nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4.

Valores médios de pH entre a faixa neutra e básica (7,0 - 7,8) foram obtidos por CEBALLOS *et alii* (1993) no riacho Bodocongó (PB), com exceção de um único ponto que sofria influência de esgoto industrial cujo pH elevou-se para 9,1. VIEIRA & FAÇANHA (1994), também encontraram valores básicos, de 8,66 para o Rio Cocó (Fortaleza - CE) e atribuíram os valores encontrados aos períodos de seca e de chuvas, sendo neste último, os valores mais baixos.

Na região Nordeste, além da fotossíntese realizada pelas algas e macrófitas submersas, que consomem o CO₂ dissolvido, impedindo a acidificação da água e contribuindo com o pH neutro tendente ao básico, deve-se considerar a influência de carbonatos e bicarbonatos provenientes de rochas calcárias, típicas da região.

Em São Paulo, NECCHI (1990) associou valores em torno de 7,0 - 7,2 no Córrego Barra Funda, com as atividades fotossintéticas. Posteriormente num estudo do ciclo nictemeral deste córrego NECCHI *et alii* (1996), encontraram valores de pH quase constantes entre 7,00 (outono) e 7,09 (inverno e verão), e média global de 7,06 que também associaram às atividades fotossintéticas.

4.1.1.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água, segundo ESTEVES (1988a), é uma das variáveis mais importantes no estudo de ecossistemas aquáticos pois pode fornecer informações significativas sobre o metabolismo aquático (produção e decomposição) e sobre fenômenos que ocorrem na sua bacia de drenagem, tais como presença de fontes poluidoras, diferenças geoquímicas, etc.

No Riacho São Salvador, a condutividade elétrica apresentou, no período de chuva, valores médios de 875 $\mu\text{mhos/cm}$, no ponto SS2 e de 922 $\mu\text{mhos/cm}$, no ponto SS. No período de estiagem, os valores médios ficaram entre 686 $\mu\text{mhos/cm}$, no ponto SS1 e 748 $\mu\text{mhos/cm}$, no ponto SS2. Estes maiores valores na época de chuvas podem ser atribuídos à contribuição com sais da bacia de drenagem. Em particular, as encostas das margens se apresentam bastante íngremes, sem cobertura da mata ciliar, facilitando a erosão dos solos com o escoamento superficial durante as chuvas. Nos pontos SS e SS2 já eram esperados valores maiores de condutividade devido a que o primeiro recebe a influência das descargas provenientes da ETE da cidade de Sapé e o segundo as conseqüências da mistura do efluente com as águas do riacho. As flutuações temporais de Ce nos 3 pontos são apresentados nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4.

Os valores de condutividade elétrica do Riacho São Salvador são maiores que os encontrados por IDE *et alii* (1997), nos córregos Bonito, Restinga e Marambaia e para o rio Formoso (MS), onde os valores oscilaram entre 350 e 600 $\mu\text{mhos/cm}$ e foram atribuídos ao lançamento de efluente da ETE.

NECCHI (1989), encontrou no Riacho Barra Funda (SP), valores mais elevados de condutividade no período de chuva e associou-os ao transporte de sais dissolvidos para o ecossistema aquático pela precipitação pluviométrica.

ANJOS & VON SPERLING (1993), estudando o Ribeirão do Gama (afluente do Lago Paranoá - Brasília), obtiveram valores médios de condutividade elétrica entre 5,9 e 23,9 $\mu\text{mhos/cm}$, valores que foram

considerados baixos, mas indicaram aumento de substâncias ionizadas de montante para jusante, provenientes do carreamento de material do solo, da contribuição de áreas agrícolas e da ocupação humana na bacia de drenagem.

4.1.1.4 - Oxigênio dissolvido

Os fatores que influenciam no balanço de oxigênio dissolvido num corpo aquático são: a entrada de oxigênio pela ação mecânica dos ventos, favorecida pela turbulência, e a produção fotossintética de organismos autótrofos. Contribuem com sua diminuição o consumo de oxigênio pela biodegradação aeróbia e as temperaturas elevadas (VON SPERLING, 1996).

Um aspecto a considerar no balanço de oxigênio, é a relação temperatura/solubilidade dos gases: à maior temperatura menor concentração dos gases, também a maior temperatura causa aumento da taxa metabólica: para cada 10°C de aumento ocorrerá a sua duplicação, provocando um maior consumo de oxigênio (SCHÄFER, 1984).

Os valores médios de oxigênio dissolvido variaram entre mínimo de 1,7 mg/L (21% de saturação), no ponto SS1, e máximo de 5,3 mg/L (65,4% de saturação), no ponto SS no período de chuva. Na época de estiagem o valor mínimo foi de 2,4 mg/L (30,0% de saturação), no ponto SS1 e de 6,5 mg/L (80,0% de saturação), no ponto SS. O ponto SS2 apresentou valores médios de 4,5 mg/L (chuva) e 3,3 mg/L (estiagem). Os valores mínimos sempre foram detectados no ponto SS1. Este local caracterizou-se por ser sombreado, com águas praticamente paradas, de cor amarelada, com abundantes macrófitas. Já o ponto SS, onde foram detectados os valores mais elevados, apresentou maior turbulência, favorecendo a mistura da água com o ar atmosférico. O aumento de oxigênio dissolvido entre SS1 e SS foi de 3,6 mg/L (chuva) e 4,1 mg/L (estiagem) e o decréscimo de SS para SS2 foi de 0,8 mg/L (chuva) e 3,2 mg/L (estiagem).

A distribuição temporal de oxigênio dissolvido neste riacho é mostrada nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4.

Pode-se considerar que no ponto SS1 houve escassa produção de oxigênio dissolvido fotossintético devido ao sombreamento e à vegetação flutuante que dificultavam a penetração da luz. A falta de turbulência e o acúmulo de lodo no fundo podem também ter contribuído com a escassez de oxigênio dissolvido através de seu consumo na biodegradação das macrófitas mortas e sedimentadas.

O aumento de oxigênio dissolvido em SS se associa com a turbulência do riacho e com o aumento das algas que entram no ecossistema junto com o efluente da ETE, que tinha valores médios aproximados de 6,3 mg/L de oxigênio dissolvido (CEBALLOS *et alii*, 1995a). Valor semelhante ao obtido para o ponto SS foi encontrado por IDE *et alii* (1997) num ponto do Córrego Bonito (MS) que estava próximo ao lançamento do efluente de uma estação de tratamento de esgotos e os autores atribuíram o valor elevado à turbulência da água.

Valores baixos de oxigênio dissolvido também foram encontrados por CEBALLOS *et alii* (1993), para o riacho de Bodocongó (PB), com médias inferiores a 4,0 mg/L. Esses valores foram associados ao processo de biodegradação da matéria orgânica afluyente e à ausência de algas em quantidades significativas para oxigenar a massa de água através da fotossíntese. Situação semelhante foi observada por SANTOS & REIS (1997), no Riacho Cruz das Almas (Maceió - AL), onde obtiveram no inverno valores de oxigênio dissolvido entre 0,0 e 4,4 mg/L e no verão de 0,0 a 8,0 mg/L. Este último valor foi atribuído à aeração natural e à produção fotossintética e os valores inferiores teriam sido influenciados pelo consumo da matéria orgânica proveniente de um lixão urbano próximo.

4.1.1.5 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Nos períodos de chuva e estiagem, os valores médios de DBO₅ foram baixos em todos os pontos do riacho, estando sempre no limite de detecção do teste, que é de 2,0 mg/L (APHA *et alii*, 1989) ou abaixo deste valor (Tabelas 4.1

e 4.2). No primeiro período o valor médio não mostrou variação acentuada ficando em torno de 2,0 mg/L e no segundo o valor médio mínimo foi de 1,1 mg/L, no ponto SS1 e médio máximo de 1,6 mg/L no ponto SS2. As Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 evidenciam as variações temporais deste parâmetro.

Apesar do riacho receber a descarga do efluente da ETE de Sapé cuja DBO₅ era de 42 mg/L (CEBALLOS *et alii*, 1995a), os baixos valores observados podem ser relacionados com: a própria diluição do efluente ao longo de seu percurso até o riacho, onde recebe água de mina e com a rápida degradação da matéria orgânica pela biota aquática.

IDE *et alii* (1997) estudando um rio em Mato Grosso de Sul e três córregos com influência antrópica encontraram valores de DBO₅ entre 1,0 e 1,8 mg/L, para o rio e entre 1,0 e 3,0 mg/L para os córregos, com exceção de um ponto no córrego Bonito que sofria influência da descarga da ETE que apresentou DBO₅ de 10 mg/L. Valores bem superiores aos obtidos no Riacho São Salvador, foram encontrados por CEBALLOS *et alii* (1993) no riacho de Bodocongó (PB) fortemente influenciado por esgotos domésticos e resíduos de pocilgas e com DBO₅ entre 37 e 264 mg/L.

No Riacho São Salvador, a DBO₅ correlacionou-se negativamente com o nitrogênio amoniacal ($\alpha = 0,01$; $r = -1,000$) no período de chuva, provavelmente associado à liberação de amônia com a degradação da matéria orgânica.

4.1.1.6 - Nitrogênio amoniacal

Para os valores de pH encontrados no riacho, a forma de nitrogênio amoniacal mais abundante seria NH₄⁺, a qual é facilmente assimilada pelos organismos autótrofos.

Nesta pesquisa os valores médios de amônia variaram de 0,00 mg/L, no ponto SS1, a 0,30 mg/L, no ponto SS, durante o período de chuva. No período de estiagem o valor mínimo também foi de 0,00 mg/L, no ponto SS1, e o máximo de 0,94 mg/L, no ponto SS. O ponto SS2 apresentou na época de

chuva valor médio de 0,22 mg/L e na estiagem de 0,85 mg/L. As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam estes valores. Os valores nulos no ponto SS1 podem estar associados ao fato deste ponto de coleta estar localizado após uma zona com abundantes macrófitas que teriam assimilado parte destes nutrientes. Segundo SCHÄFER (1985) e ESTEVES (1988a), quando nitratos e amônio estão presentes de forma simultânea num ambiente aquático muitos organismos assimilam este último, ocasionando baixos valores de concentração na água. Nota-se que no percurso do riacho ocorre um aumento da concentração de amônia até o ponto SS e um ligeiro decréscimo até o SS2. A distribuição temporal dos valores médios de nitrogênio amoniacal é apresentada nas Figuras 4.2(1), 4.3(1) e 4.4(1), onde se observa o comportamento descrito previamente.

O aumento no ponto SS está relacionado com a descarga do efluente da ETE de Sapé, o qual possuía um valor médio de amônia de 50,6 mgN/L (CEBALLOS, 1995) e ainda em seu percurso até desembocar no riacho passa por plantações de batata onde recebe NPK e água de mina. No período de estiagem, além de continuar este lançamento também ocorreu uma maior decomposição da matéria orgânica. Este conjunto de eventos explicaria os valores três vezes superiores na seca em relação ao período de chuva.

Valores de nitrogênio amoniacal bem superiores aos do riacho São Salvador foram encontrados no riacho Bodocongó (PB), por CEBALLOS *et alii* (1993) (variações entre 19,0 e 28,6 mg/L) e foram atribuídos as condições anaeróbias que favoreceram a liberação deste composto na degradação das proteínas. IDE *et alii* (1997), obtiveram valores que variaram de 0,0 a 0,4 mg/L no rio e córregos estudados em Mato Grosso do Sul, com exceção do ponto que sofreu influência do efluente da ETE, com 2,9 mg/L, da mesma forma que o ponto SS no Riacho São Salvador.

VOLLENWEIDER (1981), considera o valor limite de amônia de 0,30 mgN/L (para pH menor que 8,0) para ambientes oligotróficos. SAWYER *et alii* (1994), consideram um limite de 0,20 mgN/L de amônia livre para pH abaixo de

8,0 para águas superficiais. De acordo com estes valores o riacho pode ser classificado como eutrófico.

4.1.1.7 - Nitrato

Este parâmetro apresentou flutuações acentuadas entre as duas épocas. Nas chuvas, o maior valor médio foi observado no ponto SS2 (0,38 mgN/L) e o mínimo no ponto SS1 (0,30 mgN/L) (Tabela 4.1). Na estiagem, os mesmos pontos apresentaram os valores médios extremos: em SS1 foram medidas concentrações de 0,06 mgN/L e no ponto SS2 foram detectados valores de 1,65 mgN/L (Tabela 4.2). No ponto SS os valores médios de nitrato foram de 0,31 mgN/L nas chuvas e de 0,22 mgN/L na estiagem.

O nitrato é uma fonte de nitrogênio para os organismos autótrofos, os quais o utilizam quando se esgotam as formas mais reduzidas de nitrogênio (principalmente de NH_4^+). A rápida assimilação da amônia pode causar baixos teores deste composto na água, enquanto os teores de nitrato permanecem altos, por não serem assimilados tão facilmente (ODUM, 1971).

Valores elevados de nitrato estão relacionados à nitrificação das formas reduzidas e são associadas com poluição orgânica antiga (SAWYER *et alii*, 1994), pois o processo biológico de oxidação das formas amoniacais é bastante demorado, variando de 10 a 15 dias (BROCK *et alii*, 1997). Outra fonte de nitratos são os adubos químicos.

Valores de nitrato superiores a 10 mgN/L são considerados tóxicos para o ser humano (EPA, 1975) podendo ocasionar metahemoglobinemia, em particular em crianças.

Alguns pesquisadores encontraram valores de nitrato semelhantes aos do Riacho São Salvador. CEBALLOS *et alii* (1993) encontraram variação média entre 0,41 e 1,33 mgN/L no Riacho de Bodocongó (PB). IDE *et alii* (1997) obteve valores entre 0,000 e 1,673 mgN/L para 3 córregos e um rio em Mato Grosso do Sul e os valores mais baixos foram encontrados nos ambientes que

não sofriam influência de descarga de esgotos.

A distribuição temporal de nitrato nos 3 pontos é apresentada nas Figuras 4.2(1), 4.3(1) e 4.4(1), onde observa-se padrões diferentes enquanto os valores em SS1 e SS foram decrescentes desde fevereiro até dezembro, houve aumento em SS2, sendo mais acentuados a partir de setembro. O mesmo pode estar relacionado ao fato de que este ponto serve de bebedouro para animais.

4.1.1.8 - Ortofosfato solúvel

Na época de chuvas, as concentrações médias de ortofosfato no riacho variaram entre 0,06 mgP/L, no ponto SS1, e 0,14 mgP/L, no ponto SS2. Na estiagem, os valores foram de 0,06 mgP/L, em SS1, a 0,09 mgP/L, em SS2. O ponto SS entre as médias de 0,10 mgP/L na época chuvosa e 0,09 mgP/L na estiagem. As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam estes resultados.

Os maiores valores no ponto SS2, nos dois períodos, podem estar associados à contribuição do efluente de esgotos em SS, provenientes da ETE e do escoamento superficial. Próximo a este ponto há culturas de frutas (mamão e maracujá) que recebem adubos orgânicos além de áreas destinadas à pastagem de equinos e bovinos e da contribuição do ponto anterior que recebe o efluente da ETE.

Valores de ortofosfato semelhantes aos do riacho foram obtidos por LEOPOLDO *et alii* (1996), para o reservatório de Ibitinga (SP), com concentrações médias entre 0,000 e 0,101 mgP/L, e estes teores foram atribuídos à contribuição da bacia de drenagem e por estar o reservatório em uma região canavieira semelhante ao Riacho São Salvador. Valores de ortofosfato bem superiores aos do Riacho São Salvador foram encontrados por CEBALLOS *et alii* (1993), para o riacho de Bodocongó (PB), (4,69 mg/L) devido à forte influência de detergentes que chegavam com os dejetos da ETE.

4.1.1.9 - Fósforo total

No período de chuva a concentração média mínima de fósforo total foi de 0,73 mgP/L, no ponto SS1, e a máxima de 0,98 mgP/L, no ponto SS2. No período de estiagem a média mínima foi de 0,30 mgP/L, no ponto SS1 e máxima de 0,44 mgP/L, também no ponto SS2. Observa-se que houve um comportamento semelhante ao do ortofosfato, o que pode estar associado à maior biomassa em SS2 e a descargas de esgotos a montante do ponto SS.

Valores de fósforo total superiores aos do Riacho São Salvador foram observados por CEBALLOS *et alii* (1993) no riacho de Bodocongó (PB), (entre 1,77 e 3,66 mgP/L) e por IDE *et alii* (1997) que encontraram valores de até 1,433 mgP/L para três córregos e um rio no Mato Grosso do Sul, sendo este valor mais elevado associado com águas residuárias.

LEOPOLDO *et alii* (1996), encontraram valores de fósforo total que variaram de 0,012 a 0,217 mgP/L, em águas lânticas de uma região canavieira, onde as atividades como adubação fosfatada influenciam no meio aquático.

O fósforo total correlacionou-se positivamente com o nitrato ($\alpha = 0,05$; $r = 0,999$) na época de estiagem, possivelmente indicando o aporte conjunto de ambos os macronutrientes.

A distribuição temporal dos valores médios de ortofosfato e fósforo total é apresentada nas Figuras 4.2(1), 4.3(1) e 4.4(1). O fósforo total apresentou, nos 3 pontos, os valores médios máximos nos meses de junho a julho os quais foram associados ao revolvimento do material orgânico do fundo que teria escoado desde a bacia de drenagem com as chuvas de março e abril e sedimentado, para ser ressuspensão pela turbulência da água sob efeito das chuvas de junho e julho.

4.1.1.10 - Sólidos totais e frações

Houve flutuações acentuadas deste parâmetro entre os pontos de coleta

e entre as duas épocas. A concentração média de sólidos totais e frações variou no período de chuvas, de 944 (ponto SS1) a 1.686 mg/L (ponto SS2) para o total, de 410 (ponto SS1) a 452 mg/L (ponto SS2) para a fração fixa, e de 534 (ponto SS1) a 1.234 mg/L (ponto SS2) para a fração volátil. No período de estiagem, a variação dos valores médios foi de 418 (ponto SS) a 2.316 mg/L (ponto SS2) para o total, de 288 (ponto SS1) a 352 mg/L (ponto SS2) para a fração fixa e de 99 (ponto SS) a 1.964 mg/L (ponto SS2) para a fração volátil.

No período de chuvas a fração volátil representou 73,2% dos sólidos totais e a fração fixa 26,8%. Na estiagem a fração volátil representou 84,8% e a fração fixa 15,2% do total, com predominância da fração orgânica. As principais contribuições de compostos orgânicos para os sólidos totais são provenientes do material orgânico dos esgotos, do escoamento superficial da bacia de drenagem e da biomassa de algas.

Na estiagem os sólidos totais correlacionaram-se positivamente com a DBO_5 ($\alpha = 0,05$; $r = 0,999$) mostrando que quanto maior a concentração de matéria orgânica, maior será a concentração de sólidos totais.

A distribuição temporal dos sólidos totais e sólidos suspensos totais e suas frações voláteis (Figuras 4.2, 4.3 e 4.4), também com picos nos mesmos meses, tende a fortalecer a associação anterior.

4.1.1.11 - Sólidos suspensos totais e frações

A concentração média de sólidos suspensos totais variou no período de chuvas, de 22 (ponto SS) a 30 mg/L (ponto SS2). Para a fração fixa as concentrações foram de 12 (ponto SS) a 20 mg/L (ponto SS2) e de 9 (ponto SS1) a 10 mg/L (pontos SS e SS2) para a fração volátil. No período de estiagem a variação dos valores médios foi de 15 (ponto SS2) a 26 mg/L (ponto SS) para os sólidos suspensos totais, de 5 (ponto SS2) a 14 mg/L (ponto SS) para a fração fixa e de 10 (ponto SS2) a 12 mg/L (ponto SS) para a fração volátil. Na época de estiagem houve um aumento da fração volátil e um decréscimo da fração fixa, que pode ser atribuído a diminuição do aporte de

material inorgânico com o fim das chuvas e ao aumento das atividades metabólicas dos microrganismos aquáticos, com as maiores temperaturas da época de estiagem.

Segundo AYERS & WESTCOT (1991), os valores de sólidos suspensos no Riacho São Salvador (50 mg/L) estão dentro do limite especificado para que não haja problemas de obstrução de sistemas de irrigação por aspersão ou por gotejamento.

Os sólidos suspensos fixos correlacionaram-se negativamente com o ortofosfato ($\alpha = 0,01$; $r = -1,000$), no período de chuvas e com o fósforo total ($\alpha = 0,05$; $r = -0,998$) no período de estiagem. Os sólidos suspensos totais apresentaram correlação positiva com o ortofosfato ($\alpha = 0,01$; $r = 1,000$) no período de chuvas, evidenciando a contribuição deste nutriente para os sólidos totais.

4.1.2 - Represa São Salvador

4.1.2.1 - Temperatura das amostras

As temperaturas médias das amostras de água apresentaram-se bastante constantes durante os dois períodos de estudo. No período de chuvas nos pontos das margens os valores ficaram na faixa de 25,5 (ponto RS3) a 29,3°C (ponto RS5) e para os pontos do centro entre 28,7 (ponto RS4) e 29,2°C (pontos RS6 e RS7). Na estiagem, a faixa de variação nas margens foi de um mínimo de 28,6 (ponto RS5) a um máximo de 29,3°C (pontos RS1 e RS2) e no centro foi de 28,2°C (ponto RS7) a 28,8°C (pontos RS4 e RS6). Estes resultados são apresentados nas Tabelas 4.3 e 4.4. As Figuras 4.5, 4.5(1), 4.6, 4.6(1), 4.7, 4.7(1), 4.8, 4.8(1), 4.9, 4.9(1), 4.10, 4.10(1), 4.11e 4.11(1) mostram a distribuição temporal da temperatura nos diferentes pontos de coleta.

Os valores elevados de temperatura da água se associam com a temperatura ambiente, que na região varia entre mínimos de 21°C e máximos de 30°C, com médias anuais em torno de 25°C (SILVA *et alii*, 1987). Observa-

se que a água da Represa São Salvador teve valores de temperatura superiores às do riacho. Estas diferenças são atribuídas ao caráter lântico destas águas, ou seja de águas com menor movimentação que as dos ambientes lóticos (ou de águas correntes), onde a turbulência contribui para o resfriamento. Os ambientes lânticos, como a Represa São Salvador, apresentam um maior espelho d'água, que faz com que ocorra uma maior absorção da radiação solar, que resulta na absorção de maior energia calorífica e, conseqüentemente, em maior temperatura da massa de água (ESTEVES, 1988a).

ROCHA (1976), nos seus estudos na Represa de Guarapiranga (São Paulo) observou que a modificação da correnteza do rio afluente, que se tornava mais lenta com o represamento, gerava uma massa de água com temperatura das camadas superficiais mais elevadas do que a temperatura média da água do rio. Isto foi observado nos ecossistemas sob estudo onde houve um aumento na temperatura entre o último ponto de coleta do riacho (27,2°C - SS2) e o ponto de entrada da água na represa (28,7°C - RS4).

Um outro fator que influencia na temperatura da água é a agitação mecânica dos ventos. A influência destes foi observada por TEIXEIRA *et alii* (1993) na Represa de Lomba do Sabão (RS), verificando aumento de temperatura com a insolação ao longo do dia e diminuição com os ventos e com as chuvas. Entretanto o efeito dos ventos pode ser alterado pela presença de macrófitas que dificultam a agitação da água. MERCANTE & BICUDO (1996), estudando o açude do Jacaré (SP), atribuíram as escassas variações de temperatura à presença de macrófitas, que bloquearam quase totalmente a ação do vento.

Na Represa São Salvador, apesar da presença diária de ventos, cuja intensidade é maior entre 9:00 e 11:00 horas, a temperatura da água não registrou variações acentuadas, podendo-se associar esse comportamento com a presença de macrófitas já que se observou na superfície da água colchões flutuantes de *Elodea* (em decomposição) cobrindo grandes áreas.

Temperaturas médias elevadas com escassas variações para um mesmo horário são próprias de ecossistemas aquáticos tropicais e estão relacionadas com a estabilidade climática destas regiões, ou seja com as escassas flutuações da temperatura média ambiente ao longo do ano. De fato, nos trópicos as variações de temperatura ao longo do ciclo de 24 horas são superiores às observadas ao longo dos meses do ano para um mesmo horário (KLEEREKOPER, 1944; PAYNE, 1986).

WRIGHT (1981c) fez medições de temperatura em quatro açudes próximos a Campina Grande, PB, verificando valores entre 22 e 28,6°C nos açude de Bodocongó, Puxinanã, Simão e Açude Velho. Em outro açude do estado da Paraíba encontrou temperaturas mais altas que variaram entre 28,1 e 32,1°C, estas diferentes temperaturas no mesmo estado foram atribuídas às diferentes altitudes regionais.

Comportamentos semelhantes da temperatura foram também observados por ARAÚJO (1992), pesquisando três açudes na região Nordeste, o qual encontrou valores médios de 25 e 27°C nos períodos de chuva e de estiagem, respectivamente. Posteriormente CEBALLOS (1995) trabalhando nesses mesmos açudes atribuiu as baixas amplitudes (entre 2 e 4°C) ao horário quase constante das coletas, realizadas entre 8 e 9 horas. WATANABE *et alii* (1989), atribuiu os valores elevados de temperatura (entre 29 e 34°C) de oito açudes localizados entre as cidades de Campina Grande e João Pessoa, na Paraíba, ao tempo de insolação associado com o horário em que as medidas foram efetuadas (entre 9:00 e 12:00 horas) e a ausência/presença de chuvas.

4.1.2.2 - Potencial hidrogeniônico

As Tabelas 4.3 e 4.4 apresentam os resultados do pH. Os valores médios foram bastante uniformes, entre o neutro e o levemente básico. Na época de chuva, o pH variou de 7,2 (RS4) até 7,8 (RS6) nos pontos do centro e de 7,5 (RS3) à 7,9 (RS1) nos pontos das margens. Na estiagem os valores médios variaram de 7,7 (RS4) à 8,1 (RS6) no centro e de 8,0 (RS3 e RS5) à 8,4 (RS1 e

RS2) nas margens.

As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam a distribuição temporal de pH. Maiores valores de pH na época de estiagem se relacionaram provavelmente com uma maior incidência de radiação fotossinteticamente ativa que estimulou a fotossíntese. Neste processo foi consumido CO_2 dissolvido do sistema carbônico, o qual aumentou o pH.

Os valores levemente maiores encontrados nas margens podem estar associados com descargas de substâncias procedentes da zona costeira onde se desenvolvem várias atividades humanas, como banho e lavagem de roupas com sabões alcalinos. Também a contribuição com polifosfatos dos detergentes influenciam no pH porque estimularam a produtividade dos organismos fotossintetizantes. Estes, ao fixarem o CO_2 do sistema carbônico diminuem a concentração de H_2CO_3 . Todavia, ao consumir o CO_2 do HCO_3^- liberam íons hidroxila (OH^-), com a conseqüente elevação do pH. SAWYER *et alii* (1994) apresenta as seguintes equações:



Valores de pH em torno de 10 tem sido observado em algumas águas superficiais com abundantes algas, particularmente águas rasas. O aumento do pH pode mudar a forma de alcalinidade de bicarbonato para carbonato, e de carbonato para hidróxido. Nestes casos, o pH atinge valores de até 10 ou 11, os quais podem inibir as próprias algas (SAWYER *et alii*, 1994). Entretanto, nesta pesquisa, os valores de pH não excederam 9,4, com médias máximas de 8,4, o qual indica que a forma predominante de alcalinidade foi de HCO_3^- .

Os valores de pH foram maiores na represa que no riacho. Isto pode ser atribuído ao maior tempo de residência hidráulica na represa, que permite um

maior tempo para o desenvolvimento das algas e portanto, para a atividade fotossintética associada a um maior consumo de CO_2 (BRANCO, 1986). GIANI *et alii* (1988) citam para o reservatório hipereutrófico da Pampulha (MG), valores de pH entre 8,7 e 9,0 devido às elevadas concentrações de organismos fitoplanctônicos. CEBALLOS *et alii* (1997) encontraram valores predominantes em torno de 8,0 em açudes nordestinos, à semelhança do observado por WATANABE *et alii* (1995).

Valores de pH na faixa alcalina e uniformes também foram encontrados por ARAÚJO (1992) no açude de Boqueirão, (8,1 a 8,6) para os períodos de chuva e de estiagem.

A análise de correlação múltipla de Pearson mostrou, para as duas épocas de amostragem, correlações positivas deste parâmetro com oxigênio dissolvido ($\alpha = 0,01$; $r = 0,896$) no período de chuvas e no período de estiagem ($\alpha = 0,01$; $r = 0,897$), evidenciando a associação entre pH e oxigênio dissolvido, neste caso, produzido através da fotossíntese. A correlação positiva entre pH e condutividade elétrica ($\alpha = 0,05$; $r = 0,809$) na época de chuva estaria indicando a associação entre escoamento superficial e o maior arrasto de sais desde a bacia de drenagem com a precipitação pluviométrica. A correlação negativa com ortofosfato ($\alpha = 0,05$; $r = -0,826$) nas chuvas mostra que este nutriente decresceu com os aumentos do pH, evidenciando o processo fotossintético de assimilação de ortofosfato e a elevação de pH como produto desse metabolismo (BRANCO, 1975).

Nas águas lênticas nordestinas, os valores elevados de pH estão também relacionados com as características geológicas regionais, cujos solos são ricos em carbonatos e bicarbonatos de cálcio e magnésio.

4.1.2.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de uma água está relacionada com a concentração total de íons presentes e com a temperatura (APHA *et alii*, 1995). Este parâmetro reflete uma série de outros fatores entre os quais sólidos em

suspensão e íons dissolvidos, sendo um indicador importante para determinar as condições ecológicas de um corpo aquático.

As Tabelas 4.3 e 4.4 mostram valores médios, mínimos e máximos deste parâmetro na época de chuvas e estiagem. No período de chuvas e nos pontos das margens, houveram escassas variações dos valores médios: entre 752 (RS2 e RS3) e 773 $\mu\text{mhos/cm}$ (RS5) e nos do centro entre 768 (RS6) e 794 $\mu\text{mhos/cm}$ (RS4). Na estiagem a variação foi mais acentuada: de 675 (RS4) a 717 $\mu\text{mhos/cm}$ (RS6) no centro e de 707 (RS1) a 732 $\mu\text{mhos/cm}$ (RS5) na margem. O valor mais elevado na margem, poderia relacionar-se com as maiores concentrações de sais nesta zona. Valores altos de condutividade elétrica são característicos das águas superficiais do Nordeste e associados com a geologia da região e à elevada evaporação.

Os valores de condutividade elétrica estão dentro da faixa observada por outros autores para açudes nordestinos. CEBALLOS *et alii* (1997), estudando açudes na Paraíba, encontraram valores em torno de 800 $\mu\text{mhos/cm}$ para o açude de Pia. Observaram também valores de condutividade ainda mais elevados e muito variáveis no açude de São Mamede (mínimo de 412 e máximo de 2.350 $\mu\text{mhos/cm}$), e elevado e bastante constante nos açudes Santa Luzia (1.336 - 1367 $\mu\text{mhos/cm}$) e Soledade (7.040 - 7.060 $\mu\text{mhos/cm}$). WATANABE *et alii* (1989), pesquisando oito açudes localizados entre as cidades de Campina Grande e João Pessoa (PB), obtiveram valores de condutividade elétrica entre 100 e 7.058 $\mu\text{mhos/cm}$, valores estes que foram crescentes do litoral para o interior do estado, acompanhados também de valores crescentes de salinidade e apresentando uma relação inversa com a pluviometria. Com exceção de um dos açudes, localizado em terreno sedimentar, os demais estão localizados sobre terrenos cristalinos, que se caracterizam por apresentarem águas bastante salinizadas e de elevada concentração iônica, justificando assim o aumento da condutividade elétrica.

As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam a distribuição temporal deste parâmetro nos 7 pontos da represa.

Os aumentos observados na época de chuvas podem estar relacionados com o transporte de sais através do escoamento superficial. As flutuações da estiagem se relacionaram com a evaporação e concentração dos sais nos meses de maior temperatura ambiente e associado aos maiores tempos de retenção hidráulica.

Os valores elevados de condutividade elétrica dos açudes nordestinos ficam mais evidentes ao comparar com os de outras regiões do país: MATSUMURA-TUNDISI (1986) encontrou na Lagoa do Taquaral (SP), valores entre 250 - 300 $\mu\text{mhos/cm}$; para MERCANTE & BICUDO (1996), este parâmetro variou entre 1 e 72,2 $\mu\text{mhos/cm}$, no Açude do Jacaré (SP); GIANI *et alii* (1988) observaram, no reservatório da Pampulha (MG) considerado hipereutrófico, valores entre 122 - 376 $\mu\text{mhos/cm}$ e VIANA (1995) na represa Várzea das Flores (MG), a condutividade elétrica variou entre 43 - 120 $\mu\text{mhos/cm}$.

4.1.2.4 - Oxigênio dissolvido

As concentrações médias de oxigênio dissolvido são apresentadas nas Tabelas 4.3 e 4.4 e nas Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11. Nas margens houve variações entre 4,9 (60% de saturação - RS3) e 6,5 (83,8% de saturação - RS1) mg/L, e entre 3,8 (49% de saturação - RS4) e 5,4 (70% de saturação - RS6) no centro, no período de chuvas. Na estiagem o valor médio mínimo para as margens foi de 5,9 (75,6 % de saturação - RS5) e o máximo de 7,3 mg/L (95% de saturação - RS1) e para o centro o mínimo foi de 4,8 (62% de saturação - RS4) e o máximo de 6,0 mg/L (77% de saturação - RS6). Os valores mais baixos em RS3 e RS4 podem estar associados ao aporte de matéria orgânica originária das atividades humanas desenvolvidas próximas a estes locais de coleta (balneário e agricultura, respectivamente). A biodegradação da matéria orgânica pelos microrganismos heterótrofos aeróbios, consome o oxigênio dissolvido e em consequência, diminui sua concentração na massa de água. Um outro fator que pode ter contribuído com os teores baixos de oxigênio dissolvido está relacionado com a presença de

macrófitas flutuantes. Estas tendem a atenuar o efeito dos ventos e da chuva na oxigenação da massa de água (ESTEVES, 1988a). Também, a presença de macrófitas na superfície da água dificulta a entrada da luz solar nas camadas inferiores e com isso diminui a produção de oxigênio fotossintético.

O efeito das macrófitas sobre o oxigênio dissolvido foi observado por WATANABE (1981) na represa do Broa e por BEYRUTH (1989) em um lago marginal do rio Embu-Mirim, ambos em São Paulo. Os autores destacaram o sombreamento causado pela cobertura vegetal como inibidor da fotossíntese e, conseqüentemente, da produção de oxigênio e sua diminuição na água. Por outro lado, as raízes das macrófitas flutuantes, como as do aguapé apresentam abundantes formações mucilaginosas constituídas pela matéria orgânica que ali fica retida, e por uma abundante biomassa de bactérias, protozoários e microcrustáceos, entre outros microrganismos, que consomem o oxigênio dissolvido ao biodegradar essa matéria orgânica. Esta massa gelatinosa foi observada nos bancos de aguapé.

Os valores médios mais elevados de oxigênio dissolvido no ponto RS1 (Figura 4.5) podem estar relacionados com a agitação mecânica da água com os ventos, que segundo WRIGHT (1981) e ESTEVES (1988a) é facilitada quando o espelho de água é grande em relação à profundidade e com a produção de oxigênio pelas algas, já que este ponto apresentava bastante algas e não havia macrófitas na superfície da água. Por outro lado, no Açude São Salvador pode haver forte contribuição de oxigênio dissolvido proveniente da fotossíntese da *Elodea* spp.

Os valores observados de oxigênio dissolvido são inferiores aos encontrados por ARAÚJO (1992) e mais tarde por CEBALLOS (1995) para os açudes de Boqueirão e Bodocongó (PB): acima de 7,8 mg/L (90% do valor de saturação) para o primeiro e entre 5,9 e 8,6 mg/L (acima de 50% do valor de saturação e supersaturação, respectivamente) para o segundo, nos períodos de chuva e de estiagem. Estes níveis mais elevados foram atribuídos à aeração natural e à produção fotossintética das algas. Os valores ligeiramente

mais baixos encontrados no período de chuvas foram atribuídos à menor luminosidade aliada às baixas concentrações de nutrientes que afetaram a atividade fotossintética das algas. Valores também considerados elevados foram encontrados por DINIZ (1994) em cinco açudes do estado da Paraíba (entre 7,3 e 8,4 mg/L), estando todos os açudes saturados ou supersaturados de oxigênio. Essas concentrações foram associadas à escassa matéria orgânica presente e à produção pelo fitoplâncton.

Pode-se considerar que na Represa São Salvador, a grande massa de *Elodea* spp submersa teve forte influência sobre a concentração do oxigênio dissolvido. De fato, ela produz oxigênio nas horas diurnas e o consome à noite. Provavelmente, em algumas coletas os baixos valores de oxigênio dissolvido podem ser atribuídos a essa demanda noturna que não foi compensada pela produção diurna até o horário que foi efetuada a coleta.

4.1.2.5 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Os resultados de DBO₅ são apresentados nas Tabelas 4.3 e 4.4 e nas Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11.

A DBO₅ foi baixa em todos os pontos amostrados e inferior ou igual ao limite de detecção do método (2,0 mg/L, APHA *et alii*, 1995). Concentrações baixas, de acordo com CEBALLOS (1995), sugerem contaminação orgânica reduzida. Podem também indicar taxas elevadas de decomposição e assimilação. ESTEVES (1988b) observa que, nos países tropicais, devido às elevadas temperaturas médias do ambiente aquático a velocidade da biodegradação é elevada, ocorrendo na própria coluna de água sem a necessidade dos compostos orgânicos atingirem o sedimento e também na coluna de água ocorre a assimilação, por parte dos organismos vivos.

Valores baixos deste parâmetro parecem ser predominantes em Açudes do estado da Paraíba. ARAÚJO (1992), encontrou para o açude de Boqueirão (PB) valores de DBO₅ na ordem de 2,0 a 6,0 mg/L. Da mesma forma que neste trabalho os mais altos foram encontrados na época de chuva. Também

CEBALLOS *et alii* (1997) monitorando treze açudes nordestinos desde o brejo até o sertão, observaram predominância de valores de DBO₅ entre 1,0 e 8,0 mg/L. Os autores atribuíram esse comportamento à entrada de escasso material orgânico com as águas de escoamento superficial e a uma rápida biodegradação. Esta mesma justificativa foi dada por DINIZ (1994) para variações de DBO₅ entre 2 e 16 mg/L em cinco pequenos açudes de áreas rurais de localidades próximas à cidade de Campina Grande (PB).

Valores baixos de DBO₅ também foram observados por ROCHA (1976) na represa de Guarapiranga (SP), com máximos de DBO de 2,8 mg/L na época de chuvas e de 1,6 mg/L na época de estiagem. Os valores mais elevados nas chuvas foram atribuídos à maior contribuição da bacia de drenagem.

No presente trabalho, na estiagem houve correlação positiva entre DBO₅ e coliformes fecais ($\alpha = 0,05$; 0,851) indicando que nesta época a matéria orgânica apresentava contaminação fecal. Isto pode ser atribuído ao maior uso que os habitantes próximos ao açude fazem desta água durante a estiagem (coleta de água, recreação etc.) assim como a presença de rebanhos que usam estas águas para beber. Também deve ter influenciado na correlação positiva o uso intensivo da represa para recreação durante a época de estiagem. A ausência desta correlação nas chuvas pode ser devida à perturbação da massa de água e ao menor uso do açude. DINIZ (1994) também encontrou maior contribuição fecal nas épocas de estiagem em vários açudes e cacimbas nordestinas relacionada com a maior frequência de coleta de água.

4.1.2.6 - Nitrogênio amoniacal

O aporte de nutrientes a um ecossistema aquático pode ser autóctone e/ou alóctone. O primeiro refere-se aos produtos da degradação da vegetação aquática, do fito e do zooplâncton, interdependentes com os ciclos biogeoquímicos do próprio lago. Para o segundo tipo consideram-se as contribuições da precipitação atmosférica, das poeiras transportadas pelos

ventos e dos materiais provenientes das bacias de drenagem, constituídas por materiais da erosão de solos e de áreas agro-pastoris, vegetação terrestre e despejos domésticos e industriais (MAIER & TAKINO, 1985).

Para a Represa São Salvador os resultados são apresentados nas Tabelas 4.3 e 4.4. Nos períodos de chuvas a amônia variou de um valor médio mínimo de 0,00 mgN/L para os pontos da margem e do centro (RS2, RS5, RS6 e RS7) para um valor máximo de 0,10 mgN/L (RS1) para as margens e de 0,05 mgN/L (RS4) para o centro. Na estiagem o valor médio mínimo também foi de 0,00 mgN/L (RS1, RS2, RS5, RS6 e RS7) para os pontos da margem e do centro e o máximo foi de 0,06 mgN/L (RS3) para margens e de 0,01 mgN/L (RS4) para o centro.

A distribuição temporal deste parâmetro é mostrada nas Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1). Os valores mais elevados no período chuvoso podem ser devidos ao escoamento superficial, o qual evidenciaria a importância da contribuição alóctone ao reservatório. Valores de 0,001 mg/L e próximos aos mínimos encontrados neste trabalho foram determinados por CEBALLOS (1995) no açude de Boqueirão, na Paraíba, classificado como oligo-mesotrófico.

Os valores na Represa São Salvador são considerados baixos (oligotrófico), em particular quando comparados aos encontrados por VIANA (1995), entre 0,13 e 4,90 mgN/L no inverno e entre 0,06 e 1,60 mgN/L no verão, na Represa Várzea das Flores em Belo Horizonte e considerada eutrófica. Os maiores valores se associaram com dejetos domésticos, em locais com forte odor séptico. MERCANTE & BICUDO (1996), no açude do Jacaré (SP), encontraram valores médios em torno de 0,003 - 0,1 mgN/L. Atribuíram esta variação à decomposição das macrófitas aquáticas. Ambas as contribuições estiveram presentes na represa sob estudo.

Valores baixos de nitrogênio amoniacal nas amostras de superfície da Represa São Salvador sugerem ausência de poluição recente por material fecal ou por esgotos (SAWYER *et alii*, 1994) já que o nitrogênio amoniacal é a

forma de nitrogênio mais rapidamente liberada na degradação da matéria orgânica e mais facilmente assimilada pelos organismos aquáticos. Também pode ser devido à sua rápida assimilação pelas plantas aquáticas, pelo fito e zooplâncton. Esta última consideração é mais provável de ocorrer no açude São Salvador, visto que há aporte fecal das margens (hortas adubadas com estrume) e esgotos afluentes ao riacho.

4.1.2.7 - Nitrato

Os valores médios de nitrato e suas flutuações extremas são apresentadas nas Tabelas 4.3 e 4.4. Os maiores valores corresponderam ao período de chuvas com mínimos de 0,10 mgN/L (RS1 e RS5) para as margens e 0,13 mgN/L (RS6) para o centro e máximo de 0,22 mgN/L para margens (RS3) e centro (RS4). Na estiagem houve uma pequena depleção, com mínimo de 0,04 mgN/L (RS3) nas margens e 0,03 (RS6) no centro e máximo de 0,12 mgN/L (RS2) nas margens e 0,06 mgN/L no centro.

A distribuição temporal das concentrações de nitrato é apresentada nas Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1) para os diferentes pontos do açude São Salvador.

Os maiores valores na época de chuva podem ser atribuídos às águas de escoamento superficial das áreas agrícolas fertilizadas com adubos de origem animal e as contribuições do riacho, assim como a uma menor assimilação pelo fitoplâncton e macrófitas devido à menor taxa fotossintética e ao menor tempo de detenção hidráulica da água da represa. Também pode ser devido à assimilação seletiva e preferencial de nitrogênio amoniacal, por ser este incorporado rapidamente no citoplasma celular sem necessidade de prévia redução (BROCK *et alii*, 1997).

Valores um pouco superiores aos encontrados na Represa São Salvador foram detectados por ARAÚJO (1992), no açude de Boqueirão (PB), com concentrações entre 0,23 e 0,48 mgN/L na seca e entre 0,17 e 0,36 mgN/L na

chuva. Os menores valores de nitrato no período de chuva foram atribuídos à diluição da massa líquida com as chuvas. Este autor ressalta uma possível redução da nitrificação nesta época enquanto que no verão, a maior biodegradação da matéria orgânica liberaria mais nitrogênio amoniacal, que ao ser utilizado pelas bactérias nitrificantes aumentaria os teores de nitrato. A correlação positiva entre nitrato e nitrogênio amoniacal ($\alpha = 0,01$; $r = 0,883$) na época de estiagem estaria refletindo este comportamento.

TEIXEIRA *et alii* (1993), atribuíram a entrada de nutrientes na Represa de Lomba do Sabão (RS), às chuvas (principalmente as primeiras chuvas ou nas que ocorrem após longo período de estiagem) e à poeira, tanto a produzida pelo vento como a induzida pelas atividades de uso do solo, sendo o nitrogênio oriundo de detritos orgânicos. MERCANTE & BICUDO (1996) no Açude do Jacaré (SP) encontraram valores de nitrato entre 0,066 e 0,002 mgN/L e atribuíram os valores elevados de nitrato assim como os de nitrogênio amoniacal (0,003 - 0,1 mgN/L) à decomposição das macrófitas aquáticas.

No açude São Salvador foram observadas grandes massas de *Elodea* spp em decomposição, mas aparentemente não aumentaram os valores de amônia e nitrato, que foram baixos. Provavelmente, na medida que avançava a degradação da *Elodea* spp com a liberação de nutrientes, neste caso nitrogênio amoniacal e nítrico, estes teriam sido assimilados pela *Elodea* spp em crescimento e que ocupa grande parte da represa. Em alguns pontos que segundo a batimetria teriam entre 10 e 17 metros de profundidade, a *Elodea* spp, aparece a menos de 3 metros da superfície cobrindo áreas extensas.

4.1.2.8 - Ortofosfato solúvel

O ortofosfato é a forma de fósforo mais facilmente assimilável pelos seres autótrofos. Segundo BRANCO (1986), o controle de sua concentração em águas superficiais é de fundamental importância para evitar ou retardar o processo de eutrofização.

As Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1)

apresentam as variações deste parâmetro ao longo do período de amostragem. No período de chuvas os valores médios variaram entre 0,01 mgP/L (RS1 e RS2) e 0,03 (RS3) nas margens e entre 0,02 mgP/L (RS6 e RS7) e 0,06 (RS4) no centro. Na estiagem a variação foi de 0,02 mgP/L (RS2 e RS5) a 0,03 mgP/L (RS1 e RS3) nas margens e de 0,01 mgP/L (RS4 e RS6) a 0,03 mgP/L (RS7) no centro. Estas flutuações no período de chuvas podem ser devidas aos aportes das atividades agrícolas desenvolvidas na bacia de drenagem (uso de adubos químicos - NPK, e esterco de gado) e trazidas com o escoamento superficial. Na seca estariam relacionados com maior biodegradação e maior assimilação. MERCANTE & BICUDO (1996) obtiveram valores considerados baixos para ortofosfato (0,068 e 0,008 mgP/L) no Açude do Jacaré (SP) e foram relacionados com a demanda desse nutriente pelas macrófitas aquáticas, as quais estavam em pleno crescimento, assim como ao perifiton a elas associado.

Os valores de ortofosfato na Represa São Salvador são altos quando comparados aos obtidos por CEBALLOS (1995) entre 0,0 e 0,01 mg/L, para o açude de Boqueirão (PB). Este açude, embora impactado por ações antropogênicas, tem maior volume que o São Salvador (536.680.000 m³ versus 12.627.520 m³) e portanto deve ter propiciado maior diluição dos nutrientes alóctones. Por outro lado nesse açude não foram observadas macrófitas tão abundantes quanto em São Salvador, cuja biodegradação constitui um aporte autóctone constante de ortofosfato. ARAÚJO (1992), atribuiu os valores mais elevados de ortofosfato no período de chuva no Açude Velho (PB) à contribuição bentônica pelo revolvimento e arraste dos sedimentos e às descargas intermitentes de detergentes. Também na Represa São Salvador o revolvimento das camadas inferiores e do lodo do fundo podem contribuir com nutrientes devido ao acúmulo de vegetação submersa em decomposição.

4.1.2.9 - Fósforo total

VOLLENWEIDER (1981) considera o fósforo total como o melhor índice de fertilidade de corpos aquáticos, devido à rápida utilização do ortofosfato e à

possibilidade de sua acumulação em excesso nas células vivas. Este autor considera 10 $\mu\text{gP/L}$ como concentração máxima de fósforo total para ambientes oligotróficos e entre 20 e 30 $\mu\text{gP/L}$ para os ambientes eutróficos. Para reservatórios AZEVEDO NETO (1988), considera os seguintes limites: de até 10 $\mu\text{gP/L}$, para oligotrófico; de 10 a 30 $\mu\text{gP/L}$, para mesotrófico; de 30 a 90 $\mu\text{gP/L}$, para eutrófico e de mais de 90 $\mu\text{gP/L}$ para hipereutrófico.

As Tabelas 4.3 e 4.4, mostram os valores médios, mínimos e máximos de fósforo total na Represa São Salvador ao longo do período fevereiro-dezembro de 1996. As concentrações médias de fósforo total foram altas na época de chuva, principalmente nos pontos do centro, onde variaram de 1,12 mgP/L (RS7) a 1,60 mgP/L (RS6) e nas margens entre 0,34 mgP/L (RS2) e 0,80 mgP/L (RS5). Na estiagem os valores médios foram baixos e variaram de 0,04 mgP/L (RS1, RS3 e RS6) para margem e centro, a 0,10 mgP/L (RS2) para margem e 0,06 mgP/L (RS7) para o centro. Portanto, a Represa São Salvador é classificada como hipereutrófica segundo este parâmetro.

Os valores de fósforo total da Represa São Salvador são muito altos quando comparados aos encontrados por CEBALLOS (1995), no segundo período de chuvas, no açude de Boqueirão (PB), oligo-mesotrófico (valores médios entre 0,005 e 0,120 mgP/L) e por GUIMARÃES JÚNIOR *et alii* (1990), no Reservatório Mário Lopes Leão (SP), (entre 0,002 e 0,036 mgP/L). Este último pesquisador encontrou as maiores concentrações nos meses de maior precipitação pluviométrica e nas proximidades de descarga de efluentes, de dejetos de usina de açúcar. Também na Represa São Salvador os maiores valores corresponderam sistematicamente e em todos os pontos, aos meses de maior precipitação pluviométrica. Este comportamento também foi observado no Riacho São Salvador e pode ser associado principalmente aos aportes exógenos de compostos orgânicos. Essa relação é evidenciada pela correlação positiva entre DBO_5 e fósforo total ($\alpha = 0,05$; $r = 0,846$) na época de chuva.

4.1.2.10 - Sólidos totais e frações

Segundo VON SPERLING (1995), com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes de uma água contribuem para a concentração dos sólidos totais.

Assim como no riacho, na represa os sólidos totais sofreram variações acentuadas nas duas épocas de coleta. A concentração média variou no período de chuvas, para os pontos das margens de 430 (RS1) a 2.224 mg/L (RS3) para os sólidos totais, de 307 (RS1 e RS5) a 581 mg/L (RS2) para a fração fixa, e de 123 (RS1) a 1.741 mg/L (RS3) para a fração volátil. Nos pontos do centro a variação foi de 520 (RS6) a 929 mg/L (RS7) para o total, de 192 (RS7) a 368 mg/L (RS4) para a parte fixa e de 328 (RS7) a 600 mg/L (RS6) para a parte volátil. Na época de estiagem, as variações nos pontos das margens foram de 468 (RS2) a 1.139 mg/L (RS1) para o total, de 229 (RS1) a 360 mg/L (RS3) para o fixo e de 133 (RS3) a 910 mg/L (RS1). Nos pontos do centro, variaram de 435 (RS4) a 775 mg/L (RS6) para o total, de 188 (RS6) a 333 mg/L (RS4) e de 102 (RS4) a 587 mg/L (RS6). Estes resultados são apresentados nas Tabelas 4.3 e 4.4. A fração fixa na época de chuvas representou 21,7% da fração total e a volátil 78,3%; na época de estiagem a fixa representou 20,1% e a volátil 79,9%, indicando nos dois períodos amostrados predominância de matéria orgânica.

As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 mostram a distribuição temporal de sólidos totais e frações. Observa-se que, na maioria dos pontos, os valores mais elevados ocorreram com as chuvas de abril a julho e em outros (RS3, RS4) também em fevereiro. Talvez este fato esteja relacionado com as chuvas contínuas e conseqüente saturação do solo, provocando um maior escoamento superficial.

Houve correlação positiva entre sólidos totais e estreptococos fecais ($\alpha = 0,05$; $r = -0,763$) no período de estiagem podendo-se associar ao efeito bactericida das temperaturas mais elevadas, que com a evaporação concentram os sólidos da água e causam a morte bacteriana.

4.1.2.11 - Sólidos suspensos totais e frações

Os sólidos suspensos totais tiveram valores médios mais elevados na época de chuvas e apresentaram variações acentuadas nos dois períodos. Nas chuvas nos pontos das margens a variação foi de 15 (RS1) a 40 mg/L (RS3) para os sólidos suspensos totais, de 6 (RS1) a 23 mg/L (RS3) para a fração fixa e de 9 (RS1) a 17 mg/L (RS3) para a parte volátil. Para os pontos do centro a variação foi de 14 (RS7) a 29 mg/L (RS6) para os sólidos suspensos totais, de 6 (RS7) a 15 mg/L (RS6) para os fixos e de 8 (RS7) a 14 mg/L (RS6) para os voláteis.

Na estiagem, para os pontos das margens a variação dos sólidos suspensos totais foi de 12 (RS5) a 24 mg/L (RS1), de 5 (RS3) a 11 mg/L (RS1) para a fração fixa e de 8 (RS5) a 13 mg/L (RS1 e RS3) para a volátil; para os pontos do centro a variação foi de 12 (RS6) a 20 mg/L (RS7) para os sólidos suspensos totais, de 6 (RS4 e RS6) a 9 mg/L (RS7) para o fixo e de 6 (RS6) a 11 mg/L (RS7) para os voláteis.

As Figuras 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 mostram a distribuição, ao longo do período de amostragem, dos sólidos suspensos e frações. Os valores mais elevados no período de chuvas estão relacionados com o transporte de material suspenso pelo rio tributário e pelo arrasto desde a bacia de drenagem. Contribuíram com o aumento de sólidos na época de chuvas, as modificações que a construção da represa exerceu sobre a densidade da cobertura vegetal (entre outros) e em consequência sobre a erodibilidade e capacidade de lixiviação dos solos com as chuvas. O menor tempo de residência hidráulica na época de chuvas dificultou também a sedimentação. A associação entre aumento de sólidos e precipitação pluviométrica foi observado por VIANA (1997) na Represa Várzea das Flores (Belo Horizonte, MG). Este autor encontrou nos períodos de fortes chuvas do verão as maiores flutuações e os valores mais altos (2,4 a 120 mg/L frente a < 2,0 até 24 mg/L do período de seca ou inverno). TEIXEIRA *et alii.* (1993) associaram as maiores concentrações de sólidos suspensos totais, no verão, com um maior

desenvolvimento do fitoplâncton (houve predominância de fração orgânica) e com a ação dos ventos que no verão aumentaram de velocidade.

De acordo com APHA *et alii* (1995), águas que apresentem sólidos suspensos elevados são esteticamente insatisfatórias para uso em recreação de contato primário. MARGALEF (1983) considera ainda que os sólidos suspensos não trazem inconvenientes sanitários diretos se os mesmos forem de origem natural, como argilas, siltes etc. No entanto, são esteticamente desagradáveis na água potável, e podem servir de proteção para microrganismos patogênicos, diminuindo a eficiência da desinfecção. Se forem de origem antropogênica (despejos domésticos e industriais) podem estar associados a compostos tóxicos e organismos patogênicos. Qualquer que seja sua origem, os sólidos reduzem a penetração da luz, atuando como fator prejudicial à fotossíntese.

Entretanto, os valores de sólidos suspensos na Represa São Salvador foram baixos e não estariam causando interferências semelhantes às citadas anteriormente. Considerando o uso da água para irrigação, de acordo com AYERS & WESTCOT (1991), os sólidos suspensos totais estão na faixa desejada (<50 mg/L) para evitar obstrução na tubulação dos aspersores, quando se usa este método de irrigação.

Os sólidos suspensos totais correlacionaram-se positivamente com os sólidos suspensos fixos ($\alpha = 0,01$; $r = 0,958$) no período de chuvas. No período de estiagem, correlacionaram-se positiva e significativamente com as bactérias heterótrofas mesófilas e com os sólidos suspensos fixos ($\alpha = 0,05$; $r = 0,828$). No período de estiagem, as correlações significativas foram entre os sólidos suspensos voláteis e as bactérias heterótrofas mesófilas ($\alpha = 0,05$; $r = 0,777$), destes com coliformes fecais ($\alpha = 0,05$; $r = 0,873$) e com os sólidos suspensos totais ($\alpha = 0,01$; $r = 0,928$). Estas correlações evidenciam a relação entre material orgânico biodegradável e bactérias heterótrofas mesófilas. Mostram também que a presença de coliformes fecais na represa está estreitamente associada com essa matéria orgânica biodegradável, sugerindo fortemente a

natureza fecal da mesma.

4.2 - Parâmetros microbiológicos

As Tabelas 4.5 e 4.6, apresentam os valores médios, mínimos, máximos, medianos e número de dados dos parâmetros microbiológicos do Riacho e da Represa São Salvador, respectivamente, nos períodos de chuva e de estiagem. Os resultados indicaram a presença de coliformes fecais, estreptococos fecais e bactérias heterótrofas mesófilas em todos os pontos do riacho e da represa mesmo nos mais centrais, com valores bastante variáveis.

4.2.1 - Riacho São Salvador

4.2.1.1 - Coliformes fecais

Os valores de coliformes fecais foram elevados, com um mínimo de $4,0 \times 10^3$ (SS1) e um máximo de $1,3 \times 10^4$ UFC/100 mL (SS2). O ponto SS apresentou um valor médio de $6,4 \times 10^3$ UFC/100 mL, para o período de chuva. Na estiagem os valores ainda foram, também, entre $2,3 \times 10^3$ (SS2) e $8,2 \times 10^3$ UFC/100 mL (SS). Para o ponto SS1 foi encontrada uma média de $3,7 \times 10^3$ UFC/100 mL, ou seja, dentro da faixa dos anteriores, evidenciando contaminação fecal pré-existente a montante da descarga de esgotos.

O Riacho São Salvador foi anteriormente pesquisado por CEBALLOS *et alii* (1995b) que encontraram valores de coliformes fecais entre 10^2 e 10^3 UFC/100 mL para os períodos de chuva e de estiagem, respectivamente. Segundo os autores, os valores mais altos seriam devidos à descarga do efluente da ETE de Sapé e os mais baixos à diluição deste efluente na massa de água do riacho. Comparando os resultados obtidos em 1995 com os obtidos em 1996, pode-se notar que o riacho em questão, ao longo do tempo, tornou-se mais contaminado, acompanhando o aumento das atividades humanas em sua bacia de drenagem (maior contribuição de esgotos, lavagem de roupas, recreação, atividades agrícolas etc.).

BELL et alii. (1983) avaliaram águas de esgoto e de rios que fluem através de áreas urbanas e rurais no Canadá e encontraram valores de coliformes fecais em torno de $3 \times 10^5/100$ mL para águas de esgoto, de 21 a $7,6 \times 10^4/100$ mL nos rios da área urbana e de $7/100$ mL para os rios da área rural. Segundo estes autores, os coliformes presentes nas águas dos rios advinham principalmente de fezes de animais trazidas pelo escoamento superficial. No Riacho São Salvador, o escoamento superficial de áreas de pastagem situadas nas margens teve também influência na contaminação fecal. Entretanto, os esgotos foram os que causaram maior impacto.

PEREZ *et alii* (1993) analisaram as águas de rio em uma zona de recreação, em La plata (Argentina), a qual possuía uma variável amplitude de marés e recebia despejos industriais e domésticos. Os autores encontraram níveis de coliformes fecais de 10^2 a $1,3 \times 10^3/100$ mL e ressaltaram a importância do tratamento adequado dos efluentes domiciliares e hospitalares que são lançados nos rios, para diminuir os possíveis riscos para a saúde da população.

Uma situação extrema de contaminação fecal foi observada no Riacho de Bodocongó (PB), por CEBALLOS *et alii* (1993), que encontraram valores de coliformes fecais entre $1,95 \times 10^5$ e $1,34 \times 10^7$ UFC/100 mL. Esses valores elevados, foram atribuídos à natureza predominantemente fecal da poluição deste corpo aquático, receptor de esgotos domésticos, hospitalares e de pocilgas.

A distribuição temporal deste parâmetro, nos 3 pontos do riacho é apresentada nas Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1), onde pode-se observar um crescimento de contaminação no ponto SS proveniente do lançamento do efluente da ETE.

4.2.1.2 - Estreptococos fecais

As concentrações médias de estreptococos também foram altas variando de $2,0 \times 10^2$ (SS) a $4,6 \times 10^3$ UFC/100 mL (SS1); o ponto SS2 apresentou uma

concentração média de $3,6 \times 10^3$ UFC/100 mL, nas chuvas e maiores do que as de coliformes fecais, confirmando a contaminação fecal e evidenciando a maior resistência às variações climáticas. No período de estiagem a concentração média variou de $3,2 \times 10^3$ (SS2) a $9,7 \times 10^3$ UFC/100 mL (SS); o ponto SS1 apresentou concentração média neste período de $4,2 \times 10^3$ UFC/100 mL, confirmando a contaminação fecal antes da descarga dos efluentes da ETE.

Valores superiores aos encontrados para o Riacho São Salvador (entre $8,7 \times 10^3$ e 7×10^5 UFC/100 mL) foram observados por CEBALLOS et alii (1993) no Riacho de Bodocongó (PB), os quais foram atribuídos à contaminação fecal humana e animal. Os estreptococos fecais acompanharam o comportamento dos coliformes fecais.

4.2.1.3 - Bactérias heterótrofas mesófilas

A quantificação de bactérias heterótrofas mesófilas é importante devido à influência inibidora de alguns fatores sobre coliformes fecais. Em particular de bactérias de diversas origens quando presentes em números elevados e que podem impedir a detecção de coliformes, seja devido à produção de fatores inibitórios, ou pela competição. Também, excesso de turbidez pode mascarar resultados de CT, CF e EF (APHA et alii, 1995; CEBALLOS & KÖNIG, 1996).

Para o Riacho São Salvador foram obtidos valores médios elevados, com mínimo de $6,0 \times 10^3$ (SS1) e máximo de $1,2 \times 10^4$ UFC/mL (SS2) no período de chuvas; o ponto SS apresentou valor médio de $1,1 \times 10^4$ UFC/mL. Na estiagem o valor mínimo observado foi de $7,7 \times 10^3$ (SS1) e o máximo de $4,3 \times 10^4$ UFC/mL (SS2); o ponto SS apresentou valor médio de $1,5 \times 10^4$ UFC/mL. Estes valores altos podem estar relacionados ao aporte de material orgânico biodegradável, particularmente dos esgotos descarregados em SS.

De acordo com SANTOS (1980), a contagem de bactérias heterótrofas mesófilas em água reflete indiretamente a quantidade de matéria orgânica

presente.

As Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1) apresentam as flutuações deste parâmetro. Observa-se que no ponto SS2 ocorre um pico da concentração destas bactérias no mês de dezembro, o que não se observa para os outros dois pontos nos quais ocorre um decréscimo neste mês.

4.2.2 - Represa São Salvador

4.2.2.1 - Coliformes fecais

A avaliação da concentração de bactérias indicadoras de contaminação fecal e o estudo de sua distribuição espacial e temporal em fontes de água destinadas a usos múltiplos é essencial para determinar o estado sanitário, estabelecer limites para seu uso e planejar melhor seu manejo (CEBALLOS, 1995).

Os resultados de coliformes fecais na Represa São Salvador mostraram concentrações elevadas embora um pouco inferior ao riacho, evidenciando contaminação fecal. Essas bactérias estiveram presentes sempre em concentrações maiores que 10^2 UFC/100 mL sendo que os pontos das margens apresentaram os valores médios mais elevadas. No período de chuvas, os valores médios mínimos e máximos para os pontos das margens foram $3,0 \times 10^2$ (RS5) e $4,9 \times 10^3$ UFC/100 mL (RS3) respectivamente. Na estiagem, o valor médio mínimo foi de $2,2 \times 10^2$ (RS5) e o máximo foi de $6,2 \times 10^2$ UFC/100 mL (RS3). Nos pontos do centro no período de chuvas a média mínima foi de $1,3 \times 10^2$ (RS6) e a máxima de $3,7 \times 10^3$ UFC/100 mL (RS4). Na estiagem, a média mínima ficou em $2,4 \times 10^2$ (RS7) e a máxima de $3,0 \times 10^2$ UFC/100 mL (RS4).

A distribuição temporal deste parâmetro nos diferentes pontos amostrados e ao longo de todo o período de estudo é apresentada nas Figuras 4.5(1), 4.6(1), 4.7(1), 4.8(1), 4.9(1), 4.10(1) e 4.11(1). Na época de chuvas,

foram obtidas as concentrações maiores de coliformes fecais. A entrada de material fecal com as águas de escoamento superficial provavelmente provocaram esta diferença. As maiores concentrações nas margens estariam relacionadas com o maior impacto das atividades humanas desenvolvidas nesta região que foram resultadas da entrada de agentes poluidores difusos. De fato, as margens são as zonas mais impactadas devido a seu caráter de transição entre o ambiente terrestre e o aquático (BEYRUTH, 1993).

Os valores de coliformes fecais na Represa São Salvador são superiores aos encontrados por ARAÚJO (1992), para o açude de Boqueirão (PB) (margem entre 8 e 2×10^2 UFC/100 mL; centro de 2 UFC/100 mL na seca e chuvas de 4 a $6,3 \times 10^2$ UFC/100 mL nas margens e entre 1 e 5 UFC/100 mL no centro). O autor também atribuiu as maiores concentrações, na época de chuvas, à entrada de material fecal com o escoamento superficial e com as atividades humanas desenvolvidas na área da bacia. CEBALLOS (1995), no mesmo açude, em duas épocas de chuva e na segunda estiagem verificou para os pontos das margens valores próximos a 10^3 UFC/100 mL; na estiagem os valores altos coincidiam com dias de chuvas esporádicas.

BRANCO (1981), estudando o lago Paranoá (DF), observou que chuvas intensas no mês de dezembro causavam diferentes efeitos na concentração de indicadores fecais. Enquanto que ocorria uma diluição nos pontos de descarga das ETE's e adjacências, os pontos sem influência de esgotos registravam um aumento de coliformes devido ao aporte com as águas de chuva.

Os valores de coliformes fecais na Represa São Salvador estão dentro das concentrações encontradas por DINIZ (1994), em cinco açudes do estado da Paraíba, ($1,0 \times 10^2$ e $1,5 \times 10^3$ UFC/100 mL na seca e entre 29 e 4×10^2 UFC/100 mL nas chuvas) e próximos aos encontrados por VIANA (1995), na represa Várzea das Flores, Belo Horizonte (MG), inferiores a $2,5 \times 10^2$ UFC/100 mL para os dois períodos de coleta. Em todos estes açudes o aporte de material fecal era difuso e intermitente, já na represa havia influência constante de esgotos diluídos.

SOUSA (1996), pesquisando ambientes aquáticos protegidos e não protegidos no estado do Pará, obteve aumentos nas concentrações de coliformes fecais, acompanhando o aumento da influência antrópica (de $6,3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ para as zonas com atividade mínima; de $4,7 \times 10^2 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ para regiões com atividade moderada culminando com $5,0 \times 10^4 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ para ambientes que apresentavam atividade antrópica evidente). Os resultados na Represa São Salvador se comparam aos das zonas de impacto moderado e evidente, segundo essa classificação.

A análise de correlação múltipla de Pearson mostrou correlação negativa de coliformes fecais com condutividade elétrica ($\alpha = 0,05$; $r = -0,765$) na chuva e positiva com bactérias heterótrofas mesófilas ($\alpha = 0,05$; $r = 0,758$) na estiagem. De fato, coliformes fecais são sensíveis ao aumento da condutividade elétrica que se relaciona com a salinidade. CEBALLOS *et alii* (1997) observaram em açudes com condutividade elétrica elevada (açude de Soledade, $C_e = 7.000 \text{ } \mu\text{mhos}/\text{cm}$) ausência de coliformes fecais.

4.2.2.2 - Estreptococos fecais

Do mesmo modo que os coliformes, os estreptococos foram detectados em todos os pontos. No período de chuvas, foi obtido, para locais das margens, um valor médio mínimo de $1,1 \times 10^2$ (RS5) e um máximo de $4,6 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ (RS1); no período de estiagem o mínimo foi de $2,4 \times 10^2$ (RS5) e o máximo de $1,2 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ (RS1). Para os pontos do centro, no período de chuvas, os valores médios mínimo e máximo foram respectivamente $1,2 \times 10^2$ (RS6) e $1,5 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ (RS4) e na estiagem foi $2,4 \times 10^2$ (RS7) e $3,4 \times 10^2 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ (RS6) respectivamente. Estas bactérias apresentaram comportamento semelhante às bactérias coliformes e mostraram-se mais resistentes.

Da mesma forma que os coliformes fecais, os estreptococos fecais apresentaram concentrações maiores do que as encontradas por ARAÚJO (1992) e CEBALLOS (1995), no açude de Boqueirão (PB), oligo-mesotrófico,

onde os valores médios foram inferiores a $2,0 \times 10^2$ UFC/100 mL. Os maiores foram encontrados na época de chuvas e nos pontos das margens. CEBALLOS (1995) atribuiu valores mais baixos nos pontos centrais ao menor impacto das margens, à diluição, à sedimentação e ao decaimento natural destes organismos como consequência da autodepuração; salientou ainda que estudos de laboratório e "in situ" mostraram que a luz solar, o pH elevado, a temperatura e a composição química da água influenciam na sobrevivência de coliformes e estreptococos fecais.

CEBALLOS *et alii* (1997), em seu estudo de treze açudes da Paraíba, encontraram valores de estreptococos fecais entre 10^2 e $6,8 \times 10^3$ UFC/100 mL nos açudes de maior condutividade elétrica evidenciando contaminação fecal elevada e não detectada pelos coliformes fecais (predominância de valores <2 UFC/100 mL). Os autores ressaltaram que isto provavelmente acontecia devido à alta salinidade que inibe o desenvolvimento dos coliformes, enquanto que os estreptococos são mais resistentes a estas condições. FUJIOKA *et alii* (1981), estudando o efeito bactericida da luz solar sobre bactérias entéricas, observaram maior sobrevivência de estreptococos fecais em relação aos coliformes fecais quando esgotos diluídos eram expostos à luz solar.

DINIZ (1994), no estado da Paraíba, encontrou em açudes valores de estreptococos fecais entre $1,2 \times 10^2$ e $9,4 \times 10^2$ UFC/100 mL na seca e entre $1,1 \times 10^2$ e $4,6 \times 10^3$ na chuva. Da mesma forma que na Represa São Salvador, os estreptococos também foram mais resistentes que os coliformes. Esta maior resistência foi estudada por COHEN & SHUVAL (1972), em águas de lago, rio poluído e estação de tratamento de esgotos, tendo observado que, mesmo onde os coliformes fecais não eram detectados, os estreptococos estavam presentes em até $5,9 \times 10^3$ UFC/100 mL.

SOUSA (1996), no seu estudo de corpos aquáticos protegidos e não protegidos no estado do Pará, obteve concentrações de estreptococos fecais de acordo com a atividade antrópica : 2,7 UFC/100 mL para corpos com atividade antrópica mínima; de 85,8 UFC/100 mL com atividade moderada e de

$4,3 \times 10^3$ UFC/100 mL com atividade evidente. De acordo com estes resultados, a represa São Salvador apresentaria concentrações correspondentes à de zona com atividade antrópica moderada e evidente.

Este parâmetro apresentou correlação positiva com os coliformes fecais ($\alpha = 0,01$; $r = 0,944$) no período de chuvas, sugerindo a introdução de material fecal de origem alóctone com o escoamento superficial.

4.2.2.3 - Bactérias heterótrofas mesófilas

As Tabelas 4.5 e 4.6 apresentam valores médios, mínimos e máximos deste parâmetro nas épocas de chuva e de estiagem.

Os valores de bactérias heterótrofas mesófilas variaram no período de chuva para os pontos das margens entre $1,7 \times 10^3$ (RS2) e $5,3 \times 10^3$ UFC/mL (RS3). Na estiagem a variação foi entre $1,7 \times 10^3$ (RS3) e $1,7 \times 10^4$ UFC/mL (RS1). Para os pontos do centro no período de chuvas foi obtido um valor mínimo de $1,8 \times 10^2$ (RS7) e um máximo de $8,8 \times 10^3$ UFC/mL (RS6). Na estiagem o mínimo foi de $2,3 \times 10^3$ e o máximo de $3,0 \times 10^3$ UFC/mL (RS6). Os valores maiores nas margens no período de estiagem foram devidos provavelmente, à decomposição mais intensa das algas e macrófitas assim como à atividade antrópica.

Valores superiores de bactérias heterótrofas mesófilas foram encontrados por DE OLIVEIRA (1990) no estuário do Rio Paraíba do Norte (10^5 e 10^9 UFC/mL) e estas concentrações foram atribuídas à decomposição de restos de vegetação do mangue que circunda a área estuarina, cujos detritos são ressuspensos do sedimento pela ação das marés assim como a decomposição de animais e vegetais mortos do próprio estuário, excrementos de animais autóctones, lançamento de efluentes domésticos e industriais "in natura" ou processados e ao transporte de matéria orgânica continental, incluindo resíduos agrícolas, pelas águas fluviais e pela drenagem terrestre ocasionada pelas chuvas. Todos estes fatores também contribuíram no açude São Salvador com os aumentos observados e foi evidenciado pela correlação

positiva com sólidos suspensos voláteis [$\alpha = 0,05$; $r = 0,977$].

4.3 - Técnica de tubos múltiplos e técnica cromogênica de substrato definido - MUG

Durante os meses de outubro, novembro e dezembro de 1996, foram empregadas as técnicas de tubos múltiplos para quantificar coliformes fecais e a técnica cromogênica para *E.coli* nos três pontos do riacho (SS1, SS e SS2) e em cinco pontos da represa (RS1, RS3, RS4, RS5 e RS7).

Esta análise foi feita para avaliar de forma comparativa, as técnicas de quantificação de coliformes fecais e *E.coli* por tubos múltiplos usando-se a técnica tradicional com meio EC e caldo lactosado adicionado do 4-methylumbelliferyl- β -D-glucuronido (MUG).

Todas as colônias isoladas apresentaram bastonetes Gram negativos, não esporulados, que fermentaram a lactose com produção de gás a $35 \pm 0,5^\circ\text{C}$ em 48 - 72 horas de incubação. Neste grupo, estiveram incluídos os gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*.

A variação espacial das concentrações de coliformes fecais é mostrada na Figura 4.12, onde pode-se observar a influência da carga fecal proveniente da ETE de Sapé (no ponto SS) e a conseqüente mistura deste efluente com as águas do riacho no ponto SS2. Nota-se também que no delta formado pela entrada do riacho na represa (ponto RS4), ocorreu uma diminuição na concentração de CF e *E.coli*, provavelmente devido à filtração promovida pelas macrófitas aquáticas (Aguapé - *Eicchornia crassipes*) e à sedimentação, com a diminuição da velocidade da água. As raízes do aguapé, apresentam um espesso biofilme formado por microrganismos de diferentes tipos o qual retém as bactérias por adsorção; também a competição e ao predatismo contribuem com o decaimento de coliformes e de outras bactérias (BEYRUTH, 1989).

No riacho e na represa foi confirmada a origem fecal proveniente das atividades desenvolvidas nas margens e na bacia de drenagem em geral,

através de detecção de *E.coli* ($> 10^2$ UFC/100 mL).

No riacho os valores de coliformes fecais quantificados através da técnica de tubos múltiplos, e os de *E.coli* (substrato cromogênico), foram semelhantes. Na represa, as variações entre as concentrações de ambos os grupos bacterianos foram mais acentuadas.

Nas Figuras 4.13, 4.14 e 4.15 mostra-se a variação temporal de coliformes fecais pela técnica de tubos múltiplos e *E.coli* para os pontos do riacho (SS1, SS e SS2) e para cinco pontos da represa (RS1, RS3, RS4, RS5 e RS7). Foi observada a influência do avanço do verão na concentração de *E.coli* e de CF em todos os pontos do riacho quando houve um decréscimo mais acentuadamente no ponto SS2. No mês de outubro os valores foram próximos a 10^4 UFC/100 mL e em dezembro decresceram para menos de 10^3 UFC/100 mL. Esse decaimento foi relacionado com a diminuição e até a ausência de escoamento superficial, no verão e com uma maior taxa de morte destas bactérias (efeito sinérgico da luz solar com OD e pH mais elevado (FUJIOKA *et alii*, 1981).

Foi observado, para a maioria dos locais amostrados, que os valores de *E.coli* foram iguais ou maiores que os de CF. De fato, valores maiores não deveriam ocorrer visto que *E.coli* forma parte do grupo do CF. Entretanto outros pesquisadores têm observado, em alguns casos, resultados semelhantes, atribuindo os resultados falsos positivos a *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Shigella* spp que podem clivar o substrato específico (APHA *et alii*, 1995).

Pode-se considerar como um outro fator que contribuiu com a presença de falsos positivos a utilização do meio caldo lactosado com MUG. O caldo lactosado não é um meio seletivo; pelo contrário, estimula o crescimento de bactérias heterótrofas em geral, particularmente aquelas que podem utilizar a lactose como substrato. Em consequência, pode-se pensar que apesar do substrato ser bastante específico para *E.coli* algumas bactérias contaminantes podem causar a clivagem do MUG. Recentemente, apareceu no mercado o meio EC com MUG que vem se mostrando mais seletivo mas, no momento da

realização da pesquisa, não estava sendo usado no laboratório.

4.4 - Identificação bioquímica de coliformes fecais

A diversidade de gêneros e espécies de coliformes fecais foi estudada nas colônias crescidas na técnica de membrana filtrante e é mostrada nas Figuras 4.16, 4.17, 4.18, 4.19, 4.20 e 4.21, para os períodos de chuva e de estiagem.

Foram analisadas um total de 492 cepas, sendo 205 isoladas do riacho (113 no período de chuvas e 92 no de estiagem) e 287 da represa (120 no período de chuvas e 167 no de estiagem).

No riacho ficou evidente a contaminação fecal através da confirmação bioquímica de *E.coli*, sendo sua principal origem o efluente da ETE lançado no ponto SS. No período de chuva 92% do total de cepas examinadas e no ponto SS e 74% no ponto SS2 foram *E.coli*. Na estiagem houve um decréscimo dessas porcentagens passando a 70% no ponto SS e 57% no ponto SS2, que pode ser atribuída à ausência ou menor escoamento superficial e maior efeito bactericida da luz solar (FUJIOKA *et alii*, 1981).

Na represa e nos pontos mais impactados (RS3 e RS4), no período de chuva houve predominância de *E.coli* de 75% e 93% do total de cepas examinadas. Nos pontos de pouco impacto (RS7 e RS6) predominou *Klebsiella ozaenae* (46%). No ponto RS2 a porcentagem de *E.coli* foi de apenas 31%, *C.freundii* foi de 19%, *K.ozaenae* foi de 13%, *K.pneumoniae* foi de 6% e não foi possível identificar 31% das cepas. Na estiagem, em todos os pontos houve predominância de *E.coli*.

BELL *et alii* (1983) num estudo dos esgotos e dos rios que fluem através de área urbana e rural no Canadá, identificaram na área rural, 83,3% e 97,8% de *E. coli*, respectivamente. Estes coliformes tinham como origem principal fezes de animais trazidas pelo escoamento superficial.

A identificação bioquímica dos coliformes fecais é imprescindível na avaliação sanitária de corpos aquáticos em regiões tropicais, para determinar a composição de gêneros e espécies. Nestas regiões, bactérias do grupo coliforme, especialmente *Klebsiella* e *Citrobacter* se adaptam às temperaturas elevadas, sendo capazes de se desenvolverem no meio ambiente, mais quente, e fornecer números mais elevados que os reais de contaminação fecal. Assim, uma porcentagem elevada de *E.coli* ou sua predominância nas amostras sob estudo, informa com segurança a origem fecal.

Tabela 4.1 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos no Riacho São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 à 02/07/1996)

Parâm. Ponto	T °C	pH	Ce µmhos/cm	OD mg/l.	DBO ₅ mg/L	NH ₄ ⁺ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	OF mg/L	PT mg/L	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/l.	SST mg/L	SSF mg/l.	SSV mg/L
SSI	26,4	7,1	920	1,7	2	0,00	0,30	0,06	0,73	944	410	534	23	14	9
	24,0 - 28,5	6,7 - 7,6	670 - 1317	0,3 - 2,8	0,7 - 2,8	0,00 - 0,00	0,20 - 0,83	0,02 - 0,10	0,07 - 2,27	443 - 2189	313 - 645	85 - 1926	3 - 68	1 - 51	2 - 20
	27,0	7,3	827	1,2	2,2	0,00	0,22	0,04	0,11	509	402	108	68	51	17
	8	8	8	8	8	4	7	8	7	6	6	6	7	7	7
SS	26,4	7,3	922	5,3	2	0,30	0,31	0,10	0,98	1376	423	953	22	12	10
	21,0 - 29,0	7,0 - 7,7	464 - 1397	4,2 - 6,1	0,9 - 2,5	0,00 - 0,79	0,18 - 0,57	0,04 - 0,24	0,09 - 2,80	584 - 3827	148 - 664	33 - 3679	5 - 39	2 - 24	2 - 17
	27,5	7,3	744	4,4	1,5	0,61	0,57	0,10	0,47	584	551	33	21	15	6
	8	8	8	8	8	4	7	8	8	7	7	7	8	8	8
SS2	26,6	7,2	875	4,5	2,1	0,22	0,38	0,14	0,98	1686	452	1234	30	20	10
	25,0 - 29,0	6,9 - 7,5	466 - 1415	3,1 - 5,9	0,9 - 2,2	0,00 - 0,42	0,20 - 0,83	0,54 - 0,25	0,11 - 2,60	413 - 5924	240 - 713	11 - 5684	2 - 54	0 - 37	2 - 21
	29,0	7,2	1020	3,7	1,8	0,31	0,20	0,12	0,19	564	553	11	2	0	2
	7	7	7	7	7	4	7	7	7	7	7	7	7	7	7

Tabela 4.2 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos no Riacho São Salvador, Sapé (PB). Período de estiagem (30/09 - 10/12/1996)

Parâm. Ponto	T °C	pH	Ce µmhos/cm	OD mg/L	DBO ₅ mg/L	NH ₄ ⁺ mg/l.	NO ₃ ⁻ mg/l.	OF mg/L	PT mg/L	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L
SSI	26,5	7,1	686	2,4	1,1	0,00	0,06	0,06	0,30	439	288	151	20	11	9
	25,0 - 29,0	6,8 - 7,6	547 - 808	1,9 - 3,3	0,2 - 2,0	0,00 - 0,00	0,00 - 0,15	0,00 - 0,09	0,04 - 1,79	283 - 706	165 - 379	18 - 423	3 - 44	2 - 36	1 - 22
	29	7,2	547	2,5	1,4	0,00	0,05	0,14	0,04	494	304	69	24	2	22
	7	7	7	7	7	4	7	7	7	6	6	6	7	7	7
SS	26,8	7,55	732	6,5	1,3	0,94	0,22	0,09	0,31	418	319	99	26	14	12
	26,0 - 29,0	7,6 - 7,8	600 - 861	5,6 - 7,0	0,4 - 1,9	0,02 - 1,28	0,01 - 0,73	0,02 - 1,44	0,06 - 1,18	231 - 474	165 - 379	66 - 147	18 - 42	2 - 31	4 - 24
	28,0	7,8	600	7,0	2,0	0,77	0,01	0,02	0,16	457	349	106	26	2	24
	7	7	7	7	7	4	7	7	7	6	6	6	7	7	7
SS2	27,2	7,4	748	3,3	1,6	0,85	1,65	0,09	0,44	2316	352	1964	15	5	10
	25,0 - 29,0	7,3 - 7,7	595 - 945	1,7 - 5,9	0,7 - 2,4	0,16 - 1,73	0,03 - 3,32	0,03 - 0,11	0,05 - 1,35	478 - 4975	258 - 404	128 - 4610	2 - 47	0 - 24	1 - 23
	29,0	7,5	595	2,4	4,2	0,34	2,60	0,08	0,05	522	284	238	18	0	18
	7	7	7	7	7	4	7	7	7	6	6	6	7	7	7

média
mínimo - máximo
mediana
nº de dados

Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos na Represa São Salvador, Sapé (PB). Período de chuva (26/02 à 02/07/1996).

Parâm. Ponto	T °C	pH	Ce µnhos/cm	OD mg/L	DBO ₅ mg/L	NH ₄ ⁺ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	OF mg/L	PT mg/L	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L
RS1	28,9	7,9	754	6,5	1,3	0,10	0,10	0,01	0,68	430	307	123	15	6	9
	25,0 - 30,5	7,2 - 8,5	677 - 835	5,4 - 6,9	0,3 - 1,6	0,00 - 0,70	0,03 - 0,29	0,00 - 0,05	0,05 - 1,50	354 - 459	181 - 388	68 - 173	3 - 68	0 - 12	2 - 17
	29,5	7,6	724	5,9	0,9	0,00	0,12	0,04	0,41	407	238	108	22	5	17
	8	8	8	8	8	4	7	8	8	6	6	6	7	7	7
RS2	28,7	7,7	752	6	1,6	0,00	0,11	0,01	0,34	1268	581	687	19	7	12
	26,0 - 31,0	7,0 - 8,2	689 - 774	4,4 - 7,9	0,4 - 2,1	0,00 - 0,00	0,05 - 0,22	0,00 - 0,03	0,01 - 1,03	409 - 3529	181 - 388	75 - 2951	2 - 26	1 - 18	2 - 44
	28,2	7,7	732	6,0	0,9	0,00	0,10	0,02	0,07	2024	470	1554	62	18	44
	8	8	8	8	8	4	7	8	7	8	8	8	7	7	7
RS3	25,5	7,5	752	4,9	1,8	0,05	0,22	0,03	0,54	2224	483	1741	40	23	17
	25,0 - 31,5	7,2 - 8,2	537 - 942	2,5 - 6,5	0,1 - 2,4	0,00 - 0,19	0,09 - 0,59	0,05 - 0,07	0,01 - 1,38	380 - 7145	211 - 1662	81 - 6675	3 - 62	1 - 63	4 - 34
	28,0	7,4	672	4,3	1,4	0,00	0,10	0,05	0,08	1642	1229	413	97	63	34
	7	8	8	8	8	4	7	8	7	7	7	7	7	7	7
RS4	28,7	7,2	794	3,8	2	0,05	0,22	0,06	1,54	866	368	498	21	9	12
	25,0 - 31,0	7,1 - 7,4	600 - 1103	2,0 - 7,5	0,7 - 2,1	0,00 - 0,19	0,11 - 0,48	0,02 - 0,15	0,00 - 3,87	188 - 3693	195 - 1229	35 - 3168	5 - 97	4 - 15	6 - 22
	28,0	7,2	703	2,7	1,2	0,00	0,12	0,06	0,16	571	452	119	26	4	22
	7	8	8	8	8	4	7	8	7	8	8	8	7	7	7
RS5	29,3	7,8	773	5,5	1,5	0,00	0,10	0,02	0,80	1363	307	1056	19	7	12
	26,0 - 31,5	7,5 - 8,1	698 - 875	4,6 - 6,2	0,2 - 1,3	0,00 - 0,00	0,05 - 0,15	0,00 - 0,04	0,09 - 2,90	400 - 4418	131 - 403	65 - 4117	10 - 30	0 - 13	2 - 40
	29,0	7,8	766	5,9	0,9	0,00	0,09	0,03	0,09	459	307	152	53	13	40
	7	8	8	8	8	4	7	8	7	7	7	7	7	7	7
RS6	29,2	7,8	768	5,4	1,5	0,00	0,13	0,02	1,60	929	329	600	29	15	14
	26,0 - 30,5	7,5 - 7,9	710 - 806	4,9 - 6,9	0,6 - 1,5	0,00 - 0,00	0,09 - 0,17	0,00 - 0,07	0,06 - 6,20	339 - 3986	176 - 472	55 - 3514	2 - 53	0 - 66	2 - 46
	29,0	7,8	771	5,8	0,9	0,00	0,09	0,04	0,07	3986	472	3514	112	66	46
	7	8	8	8	8	4	7	8	7	7	7	7	7	7	7
RS7	29,2	7,7	772	5,1	1,7	0,00	0,14	0,02	1,12	520	192	328	14	6	8
	26,0 - 30,5	7,1 - 7,9	704 - 849	4,5 - 5,6	0,5 - 3,6	0,00 - 0,00	0,08 - 0,24	0,00 - 0,08	0,03 - 4,30	190 - 1239	41 - 442	108 - 797	2 - 112	1 - 16	2 - 18
	29,0	7,7	788	5,2	1,9	0,00	0,08	0,01	2,16	419	41	378	23	11	13
	7	8	8	8	8	4	7	8	6	7	7	7	6	6	6

média
mínimo - máximo
mediana
nº de dados

Tabela 4.4 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros físico-químicos da Represa São Salvador, Sapé (PB). Período estiagem (30/09 - 10/12/1996).

Parâm. Ponto	T °C	pH	Cc µmhos/cm	OD mg/L	DBO ₅ mg/L	NH ₄ ⁺ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	OF mg/L	PT mg/L	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L
RS1	29,3	8,4	707	7,3	1,0	0,00	0,10	0,03	0,04	1139	229	910	24	11	13
	28,0-31,0	7,4-9,4	552-781	6,4-8,5	0,4-1,8	0,00-0,01	0,00-0,25	0,00-0,07	0,00-0,17	128-4229	72-347	51-3933	8-38	1-22	6-21
	28,0	8,4	630	6,5	1,8	0,00	0,01	0,06	0,04	128	72	56	22	1	21
	7	7	7	6	7	4	7	7	7	5	5	5	7	7	7
RS2	29,3	8,4	727	7,2	0,9	0,00	0,12	0,02	0,10	468	320	148	22	10	11
	28-31	8,2-8,7	612-787	6,3-8,2	0,4-2,2	0,00-0,00	0,00-0,48	0,00-0,05	0,01-0,05	388-717	267-336	52-390	6-36	1-28	3-23
	29	8,3	612	6,4	2,2	0,0	0,00	0,02	0,02	414	331	84	36	13	23
	7	7	7	6	7	4	7	7	7	6	6	6	7	7	7
RS3	28,8	8,0	715	6	0,9	0,06	0,04	0,03	0,04	493	360	133	18	5	13
	27,0-30,0	7,3-8,2	615-782	5,3-7,2	0,3-2,2	0,00-0,22	0,00-0,10	0,00-0,08	0,01-0,13	383-494	281-328	61-284	3-39	0-24	1-21
	29,2	7,9	615	5,5	2,2	0,08	0,10	0,03	0,01	494	210	284	22	1	21
	6	7	7	7	7	4	7	7	7	5	5	5	7	7	7
RS4	28,8	7,7	675	4,8	1,1	0,01	0,06	0,01	0,05	435	333	102	17	6	11
	28,0-29,0	8,1-7,6	463-798	3,6-6,4	0,2-1,7	0,00-0,01	0,00-0,17	0,00-0,05	0,03-0,18	376-533	287-349	41-246	7-31	0-25	6-17
	29,0	7,7	590	4,1	1,0	0,00	0,05	0,00	0,02	533	287	246	14	1	13
	5	6	6	6	6	4	6	6	6	5	5	5	6	6	6
RS5	28,6	8,0	732	5,9	1,0	0,00	0,07	0,02	0,07	578	254	324	14	6	8
	28,0-29,0	7,9-8,2	608-775	5,8-7,4	0,2-1,7	0,00-0,00	0,00-0,24	0,00-0,05	0,02-0,16	371-772	34-323	48-704	7-35	1-26	5-13
	29,0	8,0	667	6,0	0,2	0,00	0,02	0,02	0,05	755	166	589	11	1	10
	5	6	6	6	5	4	6	6	6	6	6	6	6	6	6
RS6	28,8	8,1	717	6,0	1,0	0,00	0,03	0,01	0,04	775	188	587	12	6	6
	28,0-29,5	7,8-8,2	625-780	5,0-7,4	0,3-1,7	0,00-0,00	0,00-0,10	0,00-0,04	0,00-0,11	212-2138	54-338	74-1797	4-32	0-30	2-12
	29,0	8,1	675	5,8	1,0	0,00	0,01	0,02	0,03	212	104	108	4	0	4
	5	6	6	6	6	4	6	6	6	5	5	5	5	5	5
RS7	28,2	8,0	711	5,9	1,0	0,00	0,04	0,03	0,06	541	277	264	20	9	11
	27,0-29,0	8,0-8,1	612-775	5,1-6,9	0,3-1,5	0,00-0,00	0,00-0,21	0,00-0,07	0,00-0,23	414-753	95-360	54-433	2-37	0-29	2-17
	27,0	8,0	665	5,9	0,3	0,00	0,00	0,04	0,00	612	327	286	23	5	18
	5	6	6	6	5	4	6	6	6	4	4	4	6	6	6

média
mínimo - máximo
mediana
nº de dados

Tabela 4.5 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros microbiológicos do Riacho São Salvador, Sapé (PB) Período de chuva (26/02 a 02/07/1996) e de estiagem (30/09 a 10/12/1996).

Período	CHUVA			ESTIAGEM		
Parâm. Ponto	CF (UFC/100mL)	EF (UFC/100mL)	BHM (UFC/mL)	CF (UFC/100mL)	EF (UFC/100mL)	BHM (UFC/mL)
SS1	4,00 x 10 ³	4,60 x 10 ³	6,00 x 10 ³	3,70 x 10 ³	4,20 x 10 ³	7,70 x 10 ³
	1,04 x 10 ³ - 2,76 x 10 ⁴	4,00 x 10 ² - 1,90 x 10 ⁴	2,20 x 10 ² - 2,60 x 10 ⁴	1,80 x 10 ³ - 8,20 x 10 ³	2,20 x 10 ³ - 1,20 x 10 ⁴	6,00 x 10 ² - 2,30 x 10 ⁴
	8,30 x 10 ³	5,70 x 10 ³	1,70 x 10 ⁴	1,40 x 10 ³	3,30 x 10 ³	1,20 x 10 ⁴
	8	6	6	7	7	5
SS	6,40 x 10 ³	2,00 x 10 ²	1,10 x 10 ⁴	8,20 x 10 ³	9,70 x 10 ³	1,50 x 10 ⁴
	1,90 x 10 ³ - 2,60 x 10 ⁴	2,00 x 10 ² - 1,60 x 10 ⁴	>2 - 5,70 x 10 ⁴	3,00 x 10 ² - 1,40 x 10 ⁵	2,30 x 10 ³ - 3,70 x 10 ⁴	1,70 x 10 ³ - 5,20 x 10 ⁴
	8,00 x 10 ³	8,80 x 10 ³	4,50 x 10 ⁴	1,40 x 10 ⁵	3,70 x 10 ⁴	2,00 x 10 ⁴
	6	5	7	7	7	5
SS2	1,30 x 10 ⁴	3,60 x 10 ³	1,20 x 10 ⁴	2,30 x 10 ³	3,20 x 10 ³	4,30 x 10 ⁴
	4,50 x 10 ³ - 1,50 x 10 ⁵	5,00 x 10 ² - 1,30 x 10 ⁴	>2 - 1,10 x 10 ⁵	1,00 x 10 ² - 5,70 x 10 ⁴	1,20 x 10 ³ - 6,00 x 10 ³	1,50 x 10 ⁴ - 8,90 x 10 ⁴
	4,50 x 10 ³	5,20 x 10 ³	2,50 x 10 ⁴	4,20 x 10 ³	6,00 x 10 ³	2,50 x 10 ⁴
	5	4	7	7	7	5

média
mínimo - máximo
mediana
nº de dados

Tabela 4.6 - Valores médios, mínimos, máximos, medianas e número de dados dos parâmetros microbiológicos na Represa São Salvador, Sapé (PB) Período de chuva (26/02 a 02/07/1996) e de estiagem (30/09 a 10/12/1996).

Período	CHUVA			ESTIAGEM		
Parâm.	CF	EF	BHM	CF	EF	BHM
Ponto	(UFC/100mL)	(UFC/100mL)	(UFC/mL)	(UFC/100mL)	(UFC/100mL)	(UFC/mL)
RS1	1,10 x 10 ³	1,30 x 10 ³	2,60 x 10 ³	2,30 x 10 ³	1,20 x 10 ³	1,70 x 10 ⁴
	60 - 3,50 x 10 ⁴	1,00 x 10 ² - 2,00 x 10 ⁴	>2 - 2,00 x 10 ⁴	2,00 x 10 ² - 6,60 x 10 ⁴	1,70 x 10 ² - 6,00 x 10 ³	5,00 x 10 ³ - 5,6 x 10 ⁴
	5,90 x 10 ³	1,20 x 10 ³	2,60 x 10 ³	9,80 x 10 ²	9,20 x 10 ²	1,90 x 10 ⁴
	8	5	7	6	7	5
RS2	2,30 x 10 ³	2,60 x 10 ²	1,70 x 10 ³	1,20 x 10 ³	4,10 x 10 ²	3,60 x 10 ³
	3,70 x 10 ² - 6,00 x 10 ⁴	>2 - 2,00 x 10 ⁴	5,00 x 10 ² - 2,00 x 10 ⁴	1,50 x 10 ² - 4,40 x 10 ³	50 - 1,20 x 10 ³	6,00 x 10 ² - 2,30 x 10 ⁴
	2,20 x 10 ⁴	1,80 x 10 ³	4,90 x 10 ²	1,30 x 10 ³	4,40 x 10 ²	4,00 x 10 ³
	7	6	6	7	7	5
RS3	4,90 x 10 ³	4,60 x 10 ³	5,30 x 10 ³	6,20 x 10 ²	5,80 x 10 ²	1,70 x 10 ³
	1,80 x 10 ² - 4,10 x 10 ⁴	8,00 x 10 ² - 3,20 x 10 ⁴	3,60 x 10 ² - 8,00 x 10 ⁴	1,00 x 10 ² - 1,10 x 10 ⁴	80 - 6,80 x 10 ³	9,00 x 10 ² - 3,20 x 10 ³
	8,00 x 10 ⁴	4,10 x 10 ³	3,00 x 10 ³	5,10 x 10 ²	5,80 x 10 ²	2,40 x 10 ³
	7	5	7	6	6	5
RS4	3,70 x 10 ³	1,50 x 10 ³	4,30 x 10 ³	3,00 x 10 ²	2,60 x 10 ²	2,30 x 10 ³
	1,80 x 10 ² - 1,00 x 10 ⁵	2,80 x 10 ² - 1,10 x 10 ⁴	1,20 x 10 ³ - 2,60 x 10 ⁴	1,50 x 10 ² - 1,70 x 10 ³	20 - 1,10 x 10 ³	3 - 2,10 x 10 ³
	4,20 x 10 ³	3,00 x 10 ²	3,40 x 10 ³	1,50 x 10 ²	1,30 x 10 ²	2,1 x 10 ³
	6	5	6	6	6	3
RS5	3,00 x 10 ²	1,10 x 10 ²	3,00 x 10 ³	2,2 x 10 ²	2,4 x 10 ²	4,1 x 10 ³
	10 - 5,40 x 10 ³	>2 - 1,00 x 10 ³	5,10 x 10 ² - 6,00 x 10 ⁴	1,4 x 10 ² - 3,70 x 10 ²	1,40 x 10 ² - 3,70 x 10 ²	1,30 x 10 ³ - 1,40 x 10 ⁴
	2,00 x 10 ²	80	3,00 x 10 ³	1,90 x 10 ²	3,20 x 10 ²	2,00 x 10 ³
	8	5	7	6	5	4
RS6	1,30 x 10 ²	1,20 x 10 ²	8,80 x 10 ³	2,70 x 10 ²	3,40 x 10 ²	3,00 x 10 ³
	>2 - 6,00 x 10 ²	>2 - 7,00 x 10 ²	>2 - 1,90 x 10 ³	60 - 4,20 x 10 ³	40 - 1,50 x 10 ³	2,20 x 10 ³ - 4,00 x 10 ³
	>2	19	8,70 x 10 ²	3,80 x 10 ²	1,00 x 10 ²	2,70 x 10 ³
	7	6	6	6	6	4
RS7	2,10 x 10 ²	2,50 x 10 ²	1,80 x 10 ²	2,40 x 10 ²	2,40 x 10 ²	2,30 x 10 ³
	22 - 3,10 x 10 ³	40 - 2,00 x 10 ³	>2 - 9,00 x 10 ³	60 - 7,30 x 10 ²	30 - 8,60 x 10 ²	1,00 x 10 ³ - 6,00 x 10 ³
	3,00 x 10 ²	4,50 x 10 ²	>2	1,00 x 10 ²	1,60 x 10 ²	2,10 x 10 ³
	7	6	7	6	6	4

média
mínimo - máximo
mediana
nº de dados

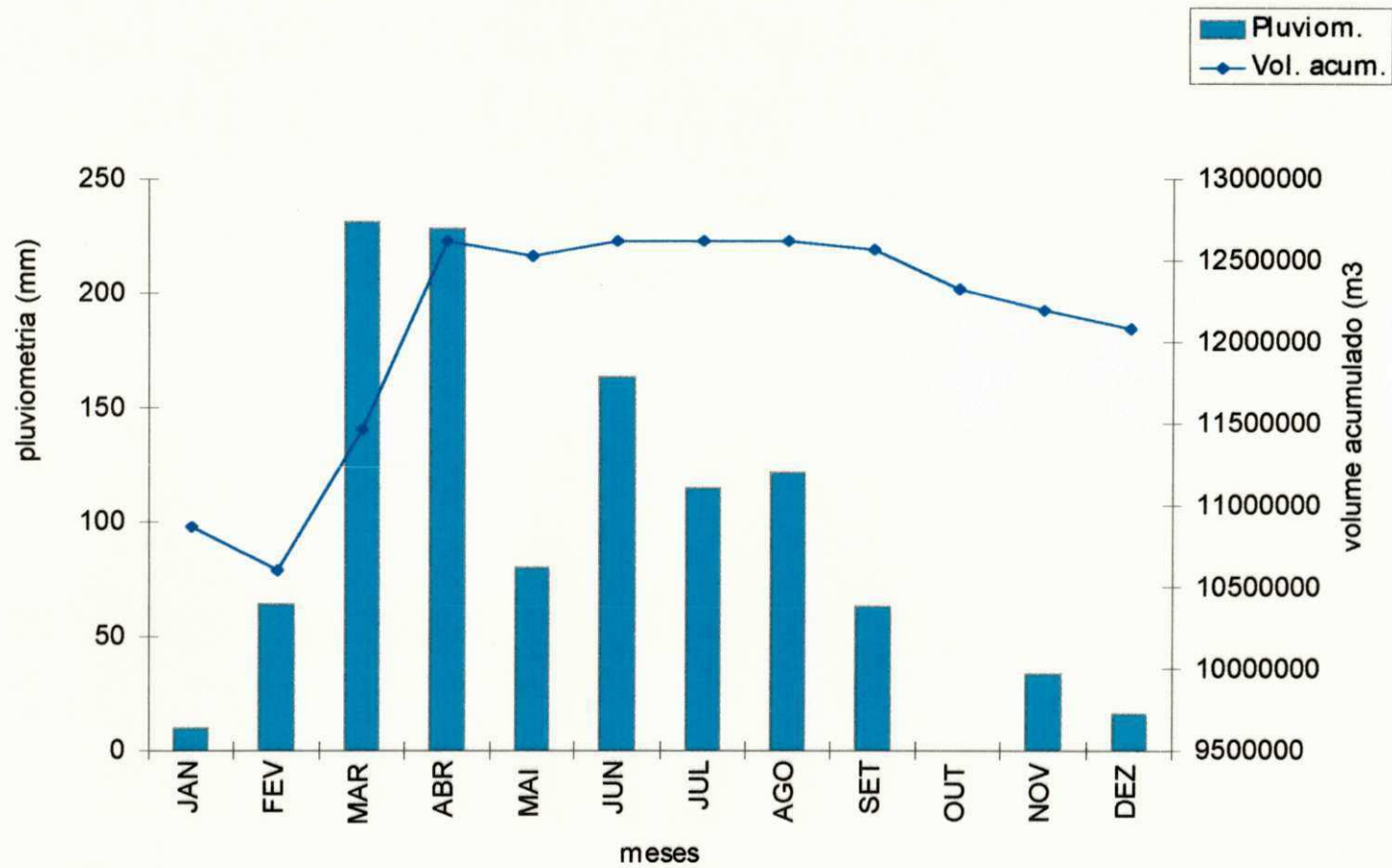


Figura 4.1 - Pluviometria da cidade de Sapé e volume acumulado na Represa São Salvador (PB), no período de janeiro a dezembro de 1996.

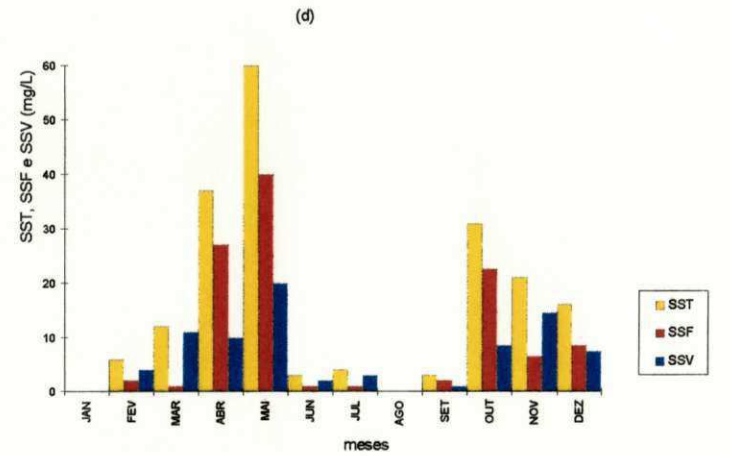
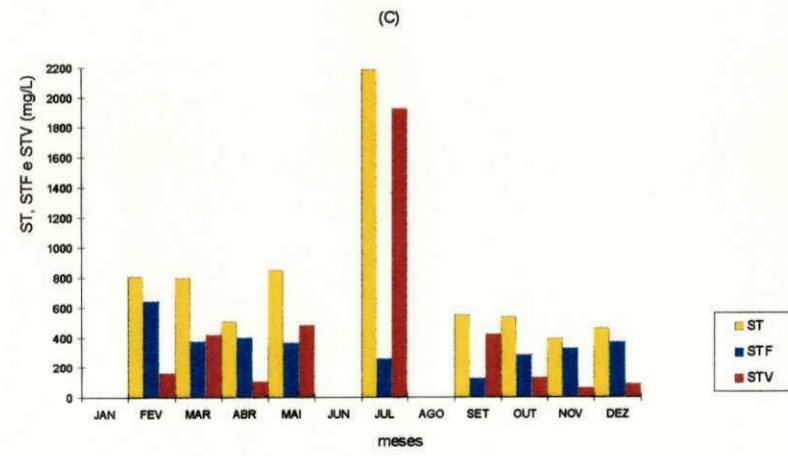
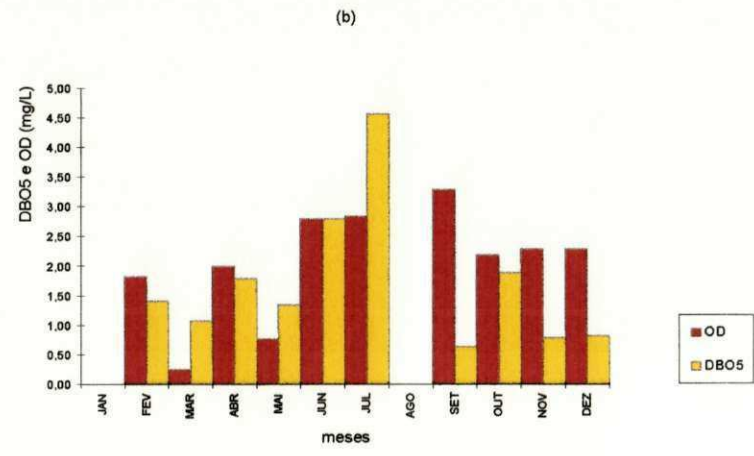
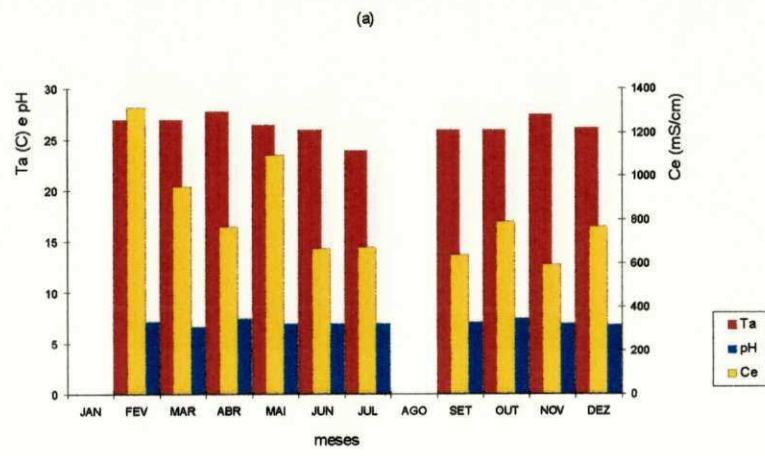


Figura 4.2 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (c); SST, SSF e SSV (d), no ponto SS1 do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

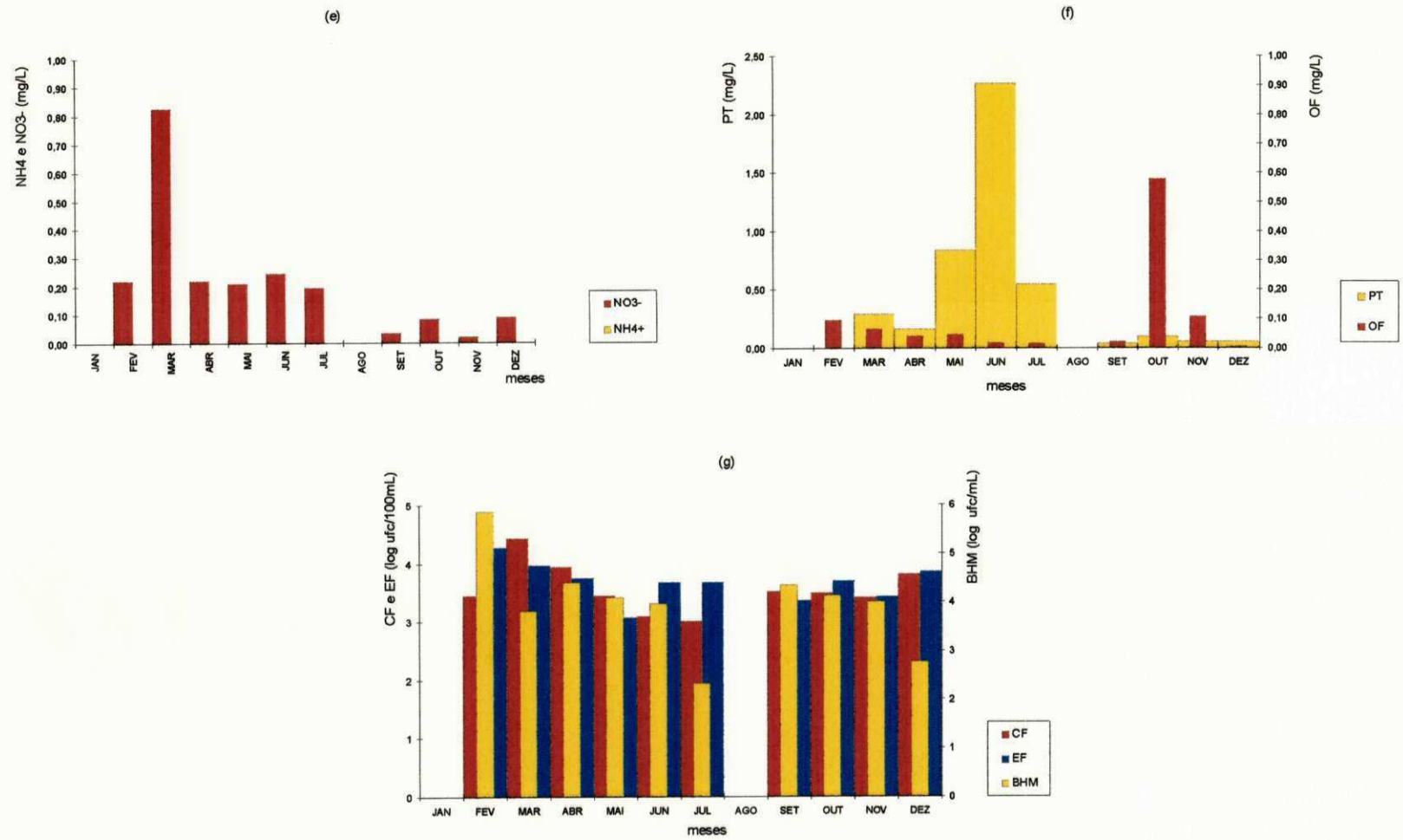


Figura 4.2.(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto SS1 do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

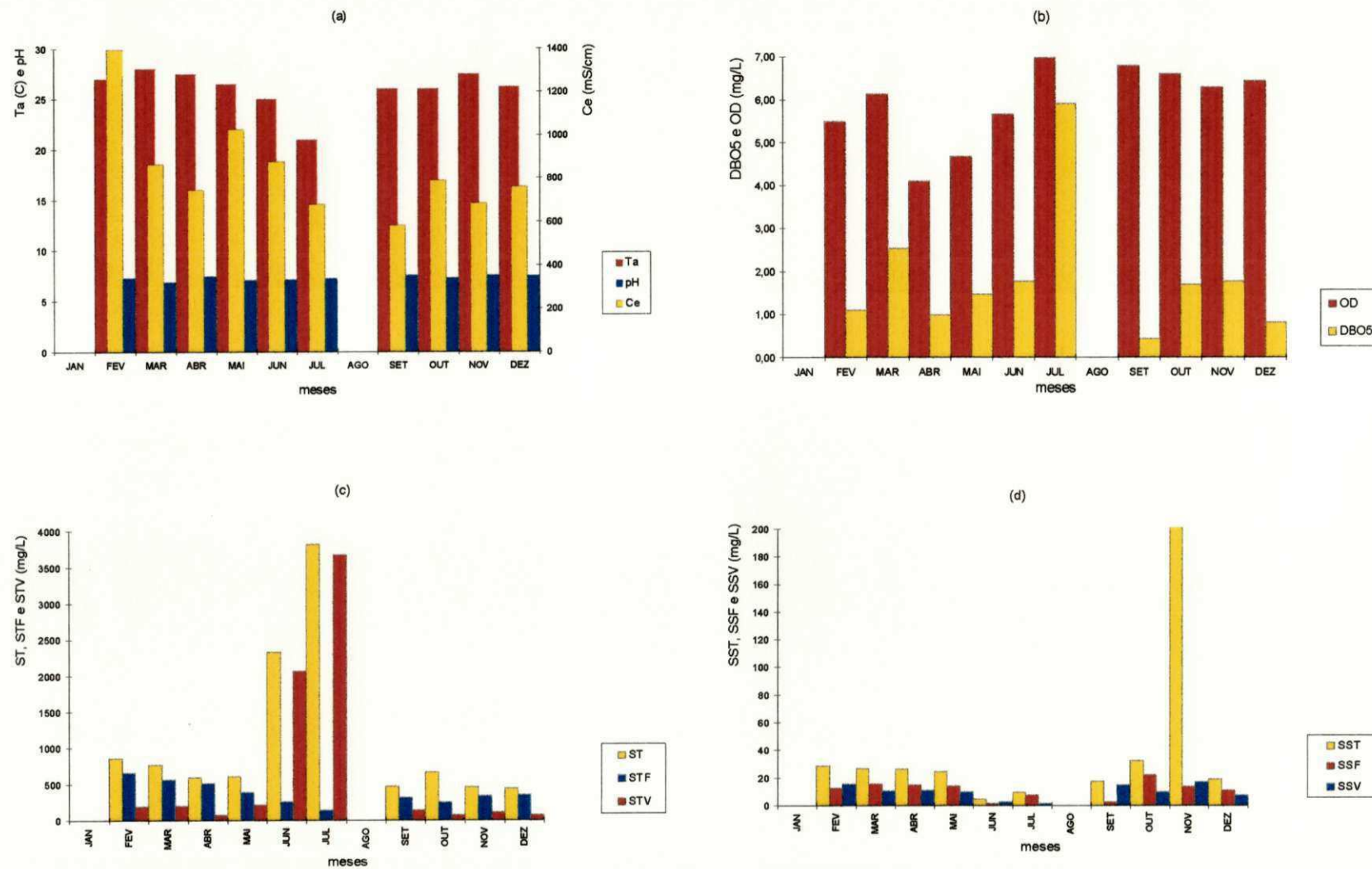


Figura 4.3 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (c); SST, SSF e SSV (d), no ponto SS do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro à dezembro de 1996.

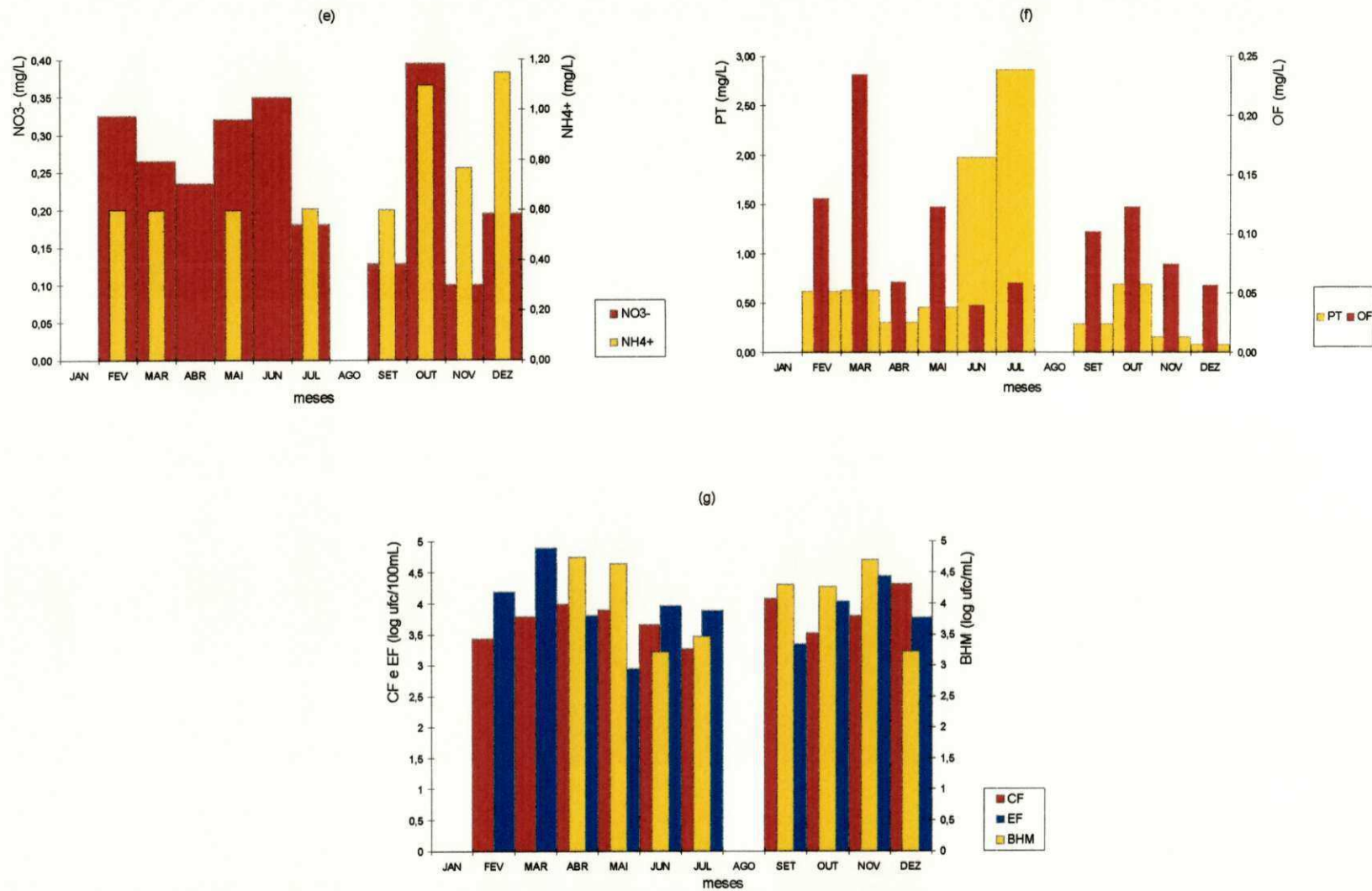


Figura 4.3(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto SS do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro à dezembro de 1996.

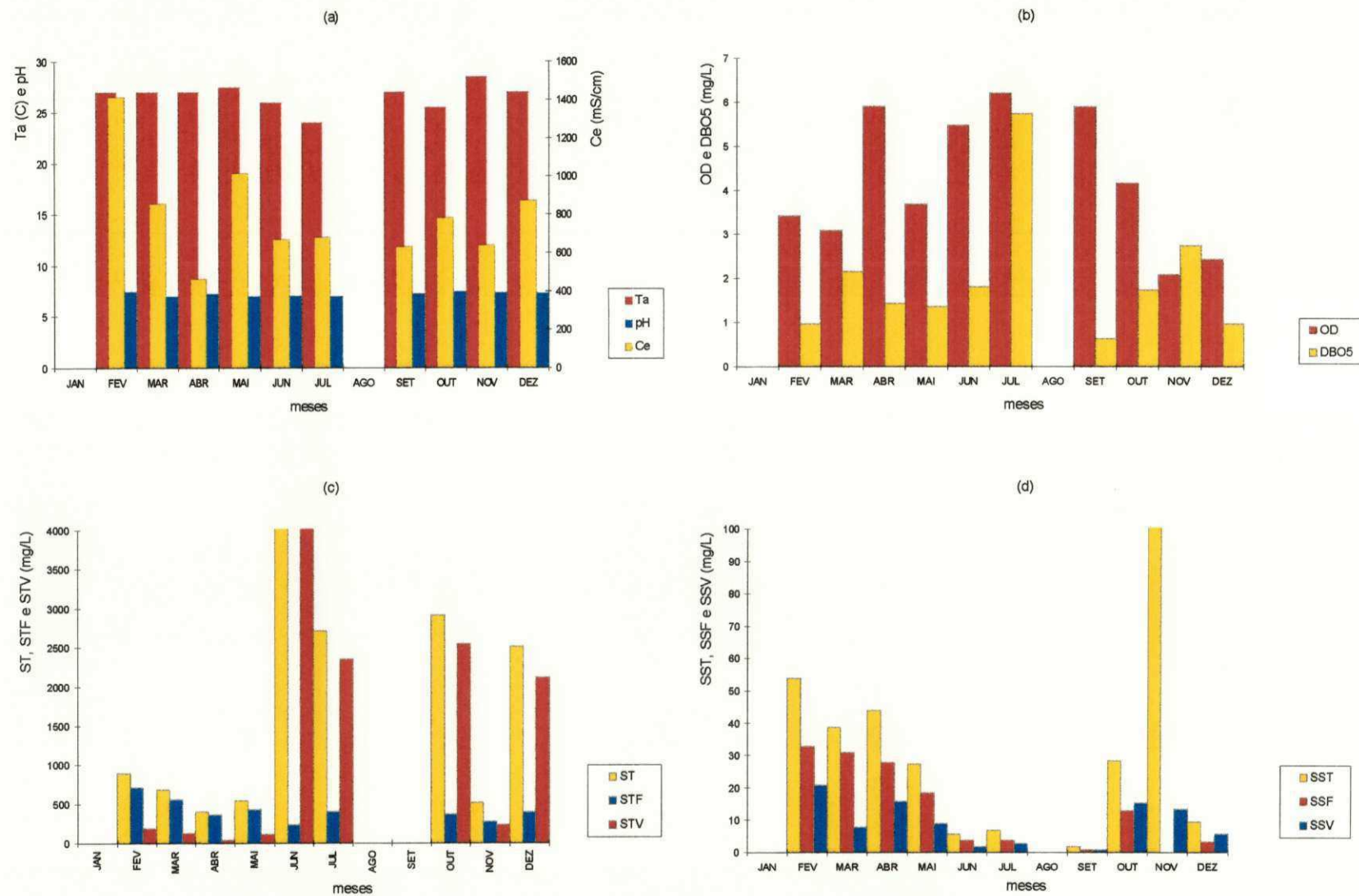


Figura 4.4 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (C); SST, SSF e SSV (d), no ponto SS2 do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro à julho e de setembro à dezembro de 1996.

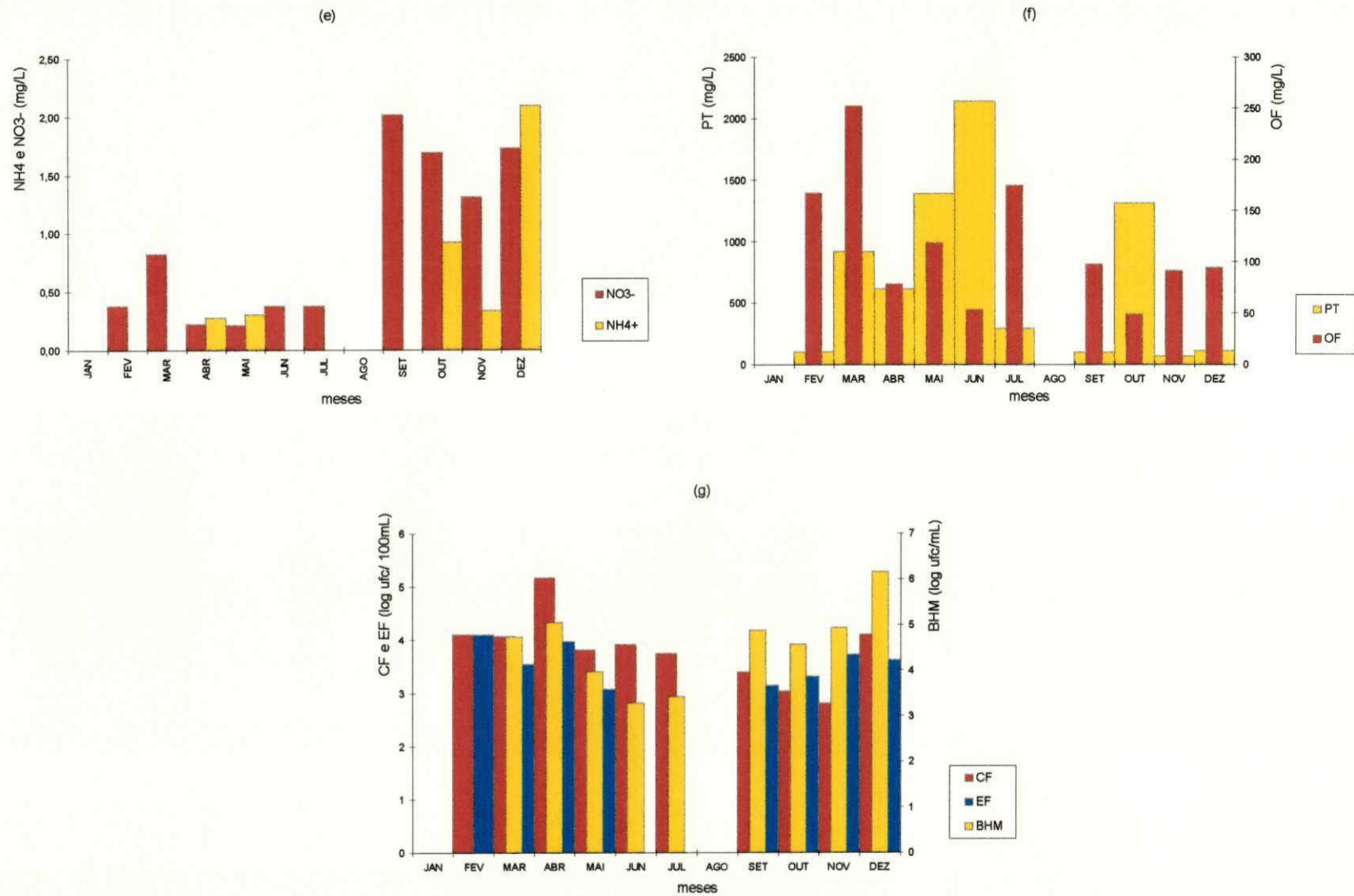


Figura 4.4(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto SS2 do Riacho São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro à dezembro de 1996.

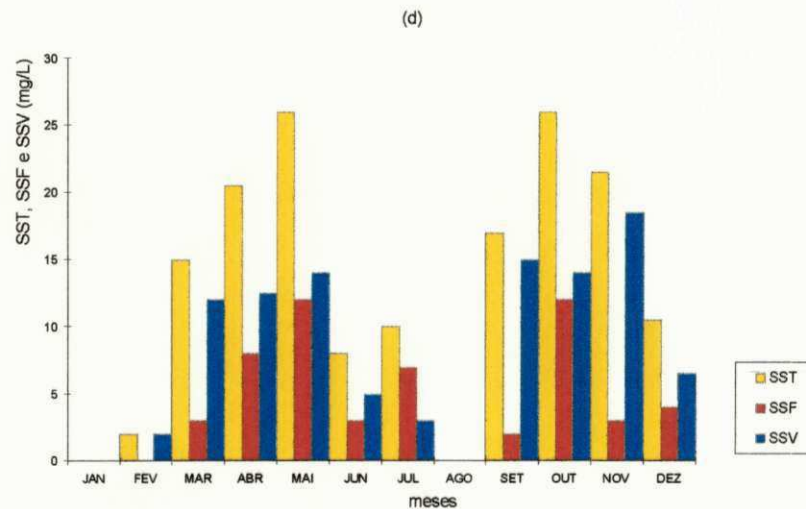
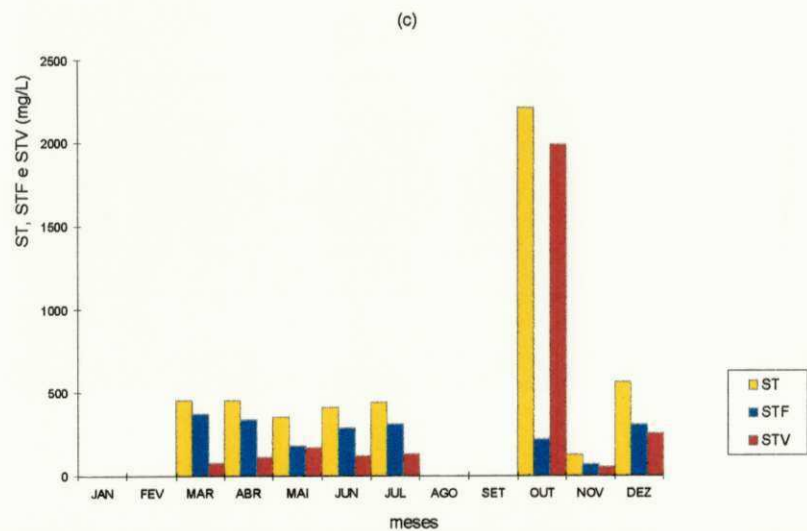
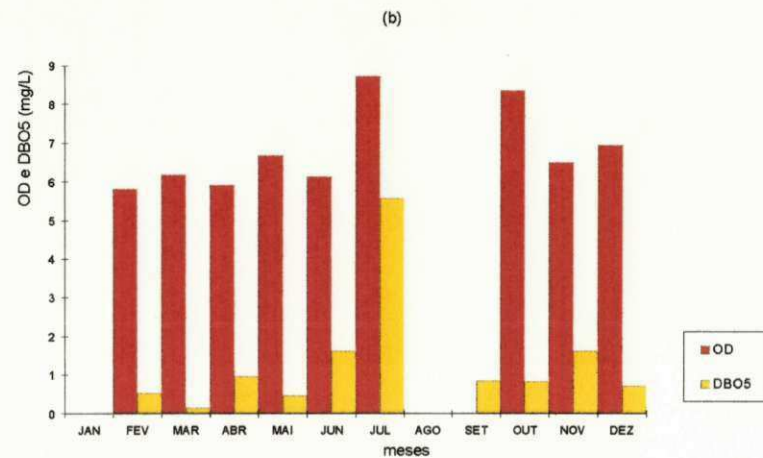
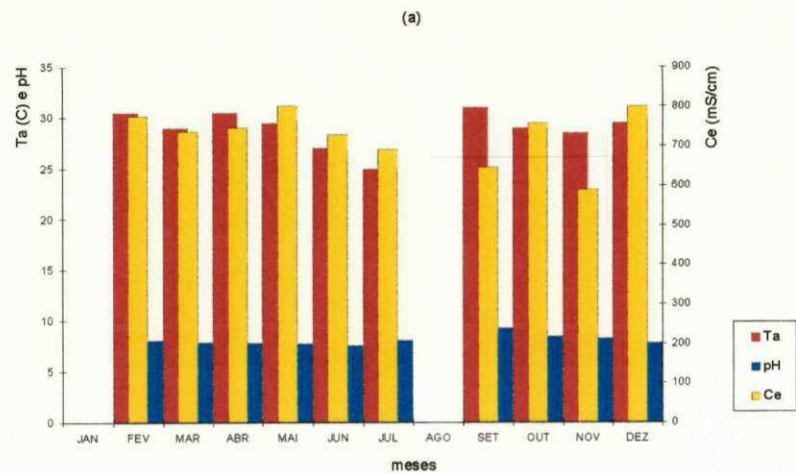


Figura 4.5 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (c); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS1 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro à dezembro de 1996.

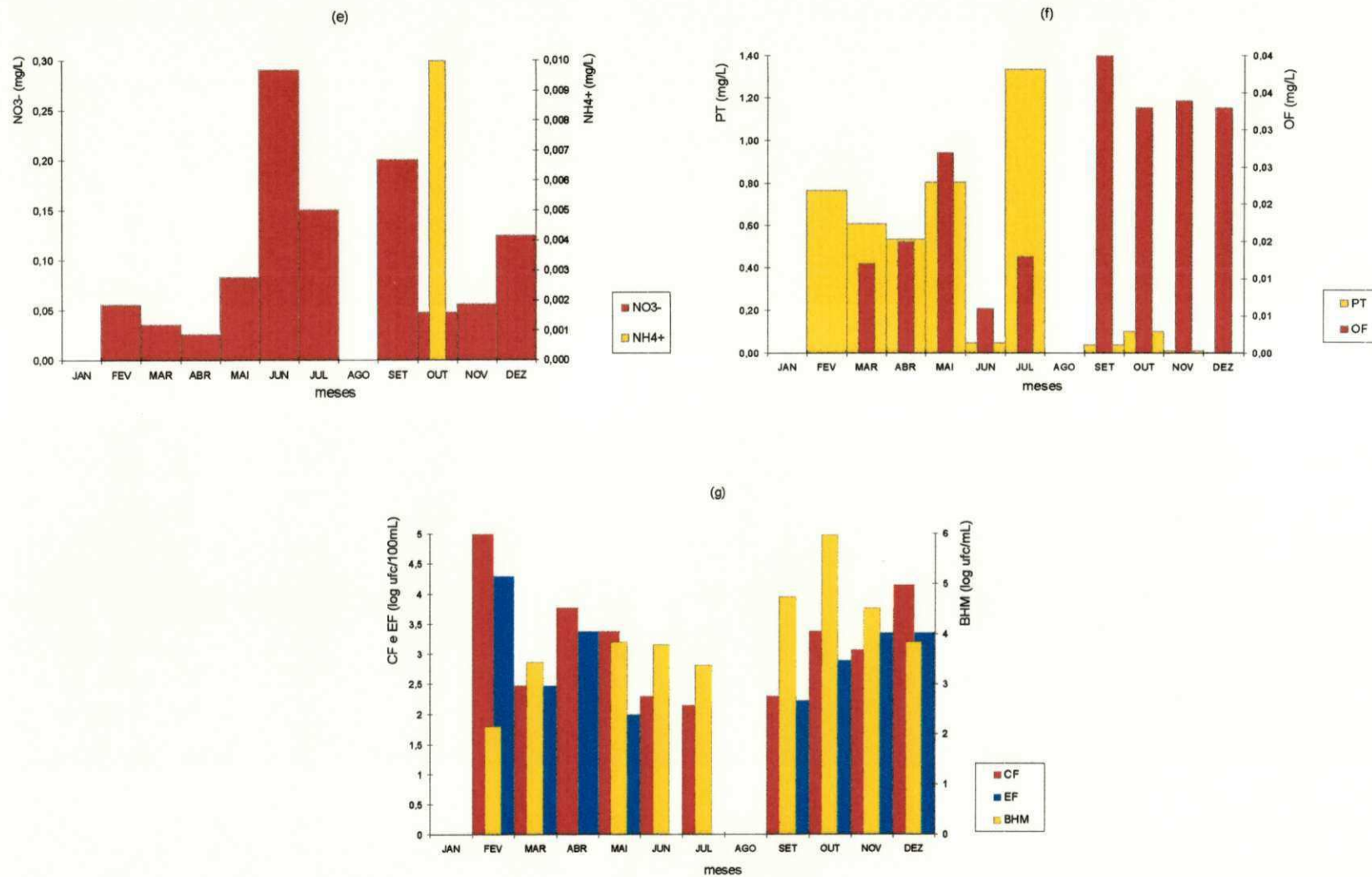


Figura 4.5(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS1 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

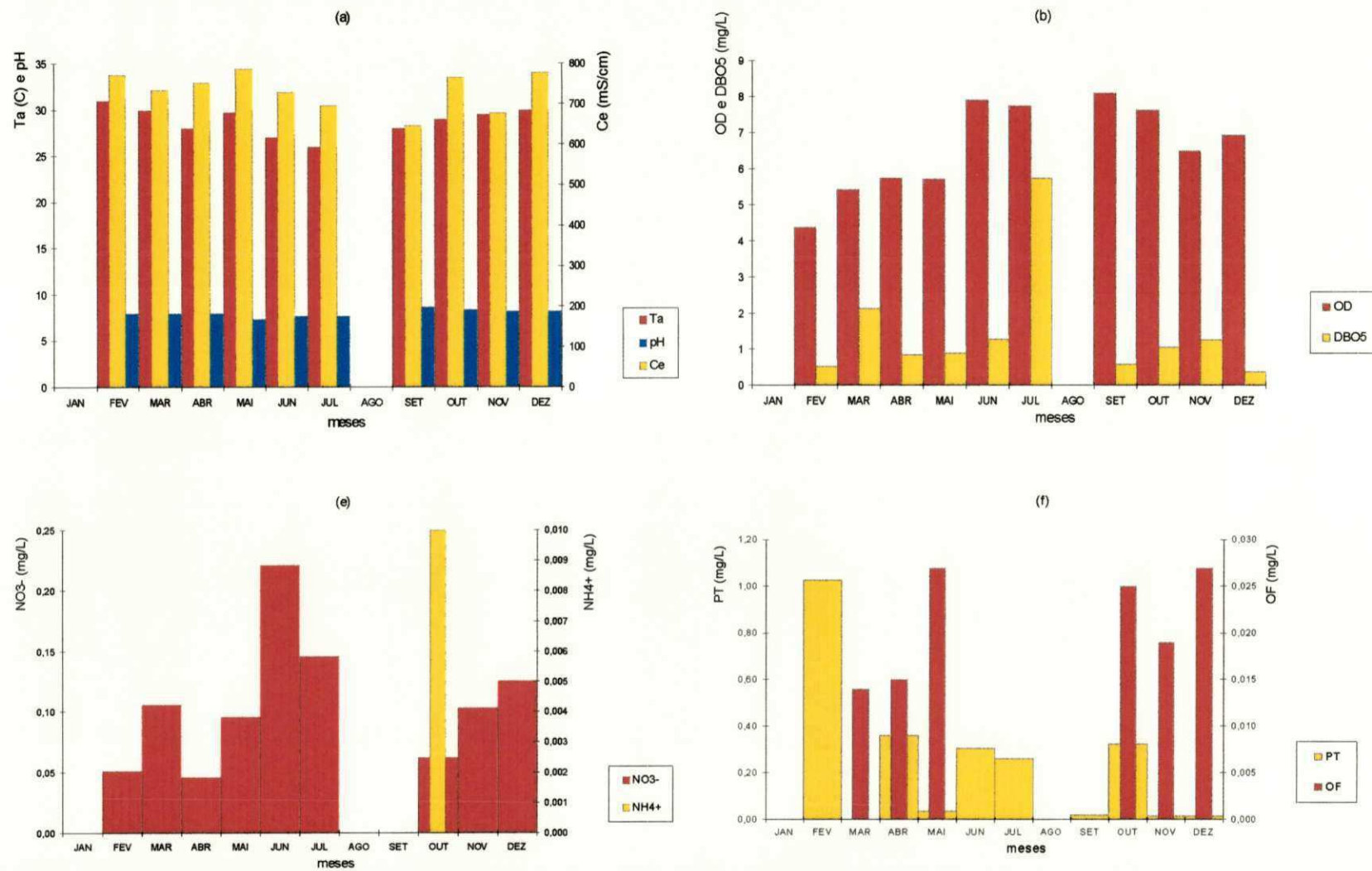


Figura 4.6 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (C); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS2 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

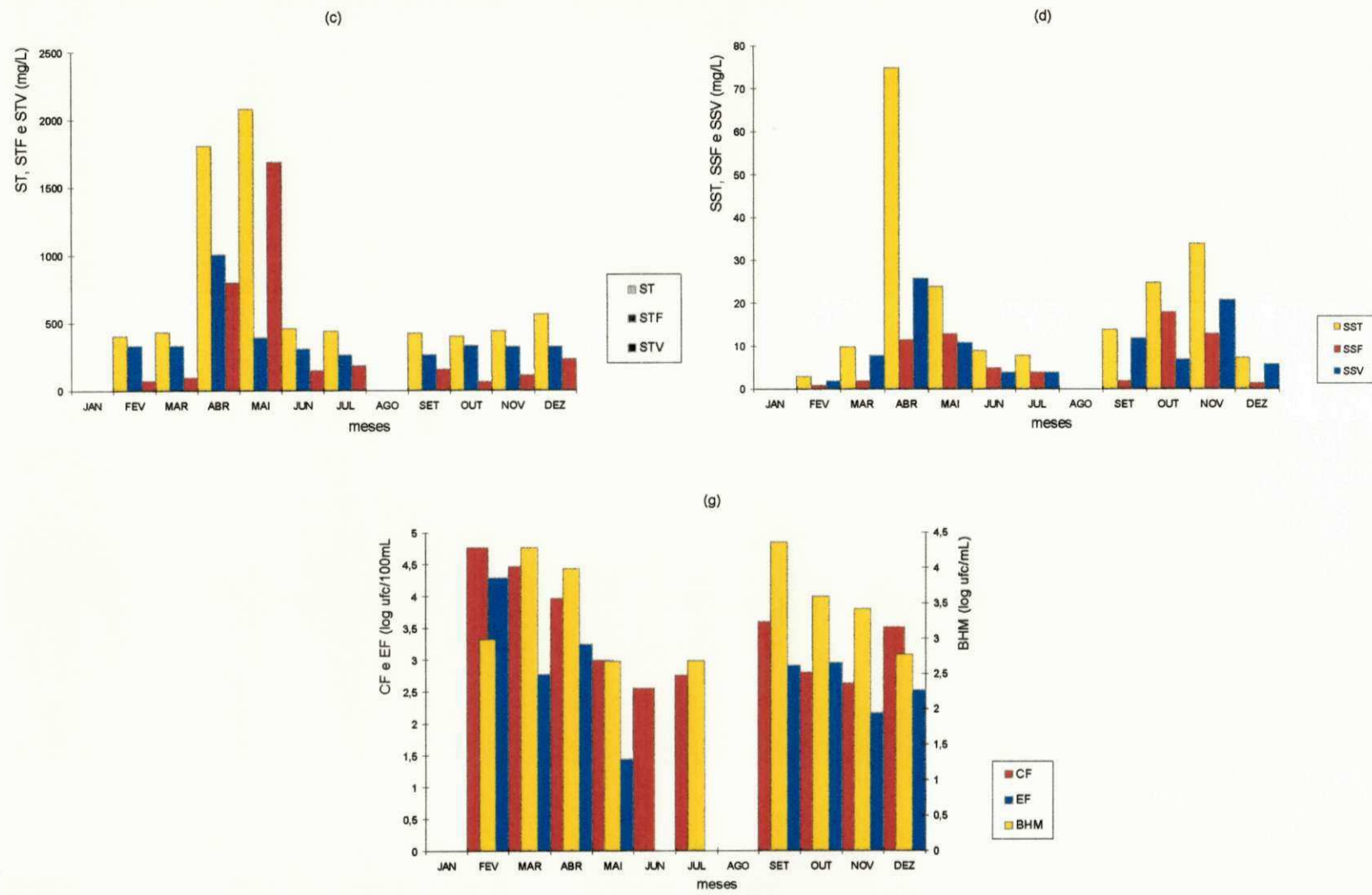


Figura 4.6(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS2 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

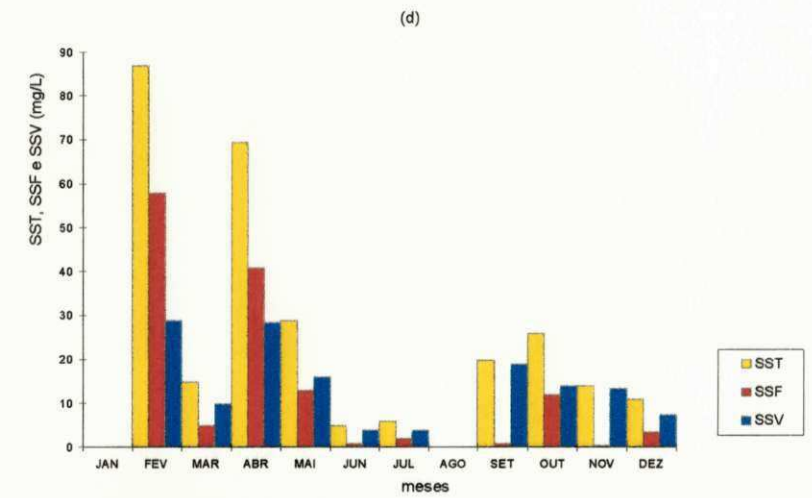
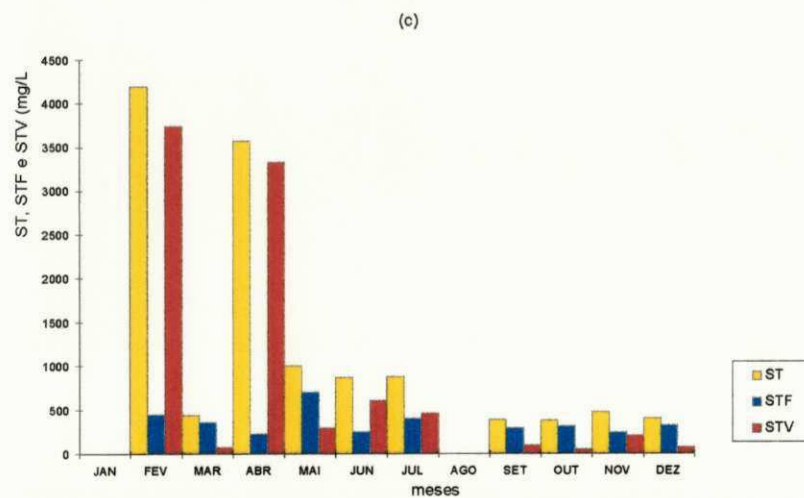
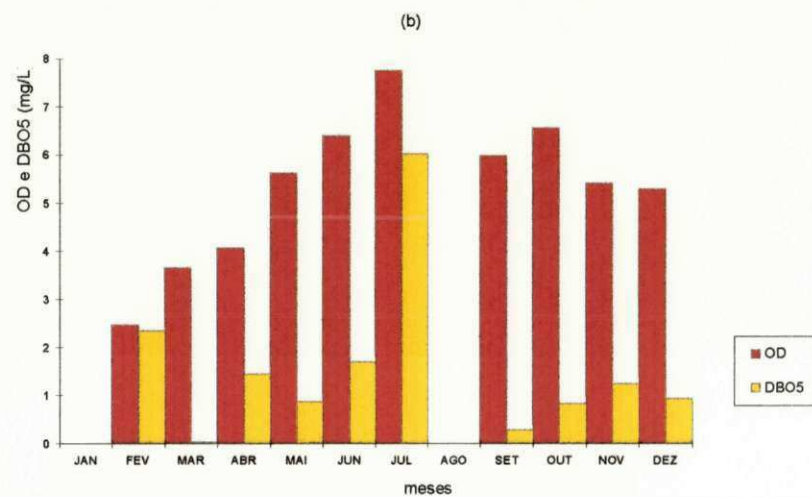
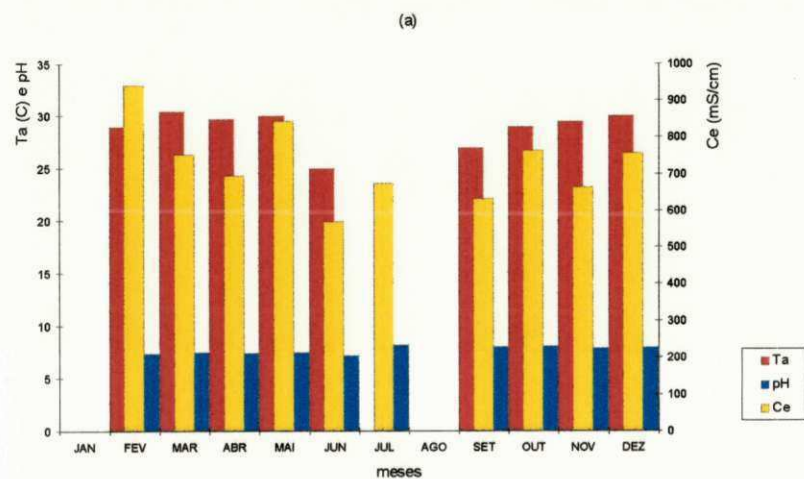


Figura 4.7 - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS3 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

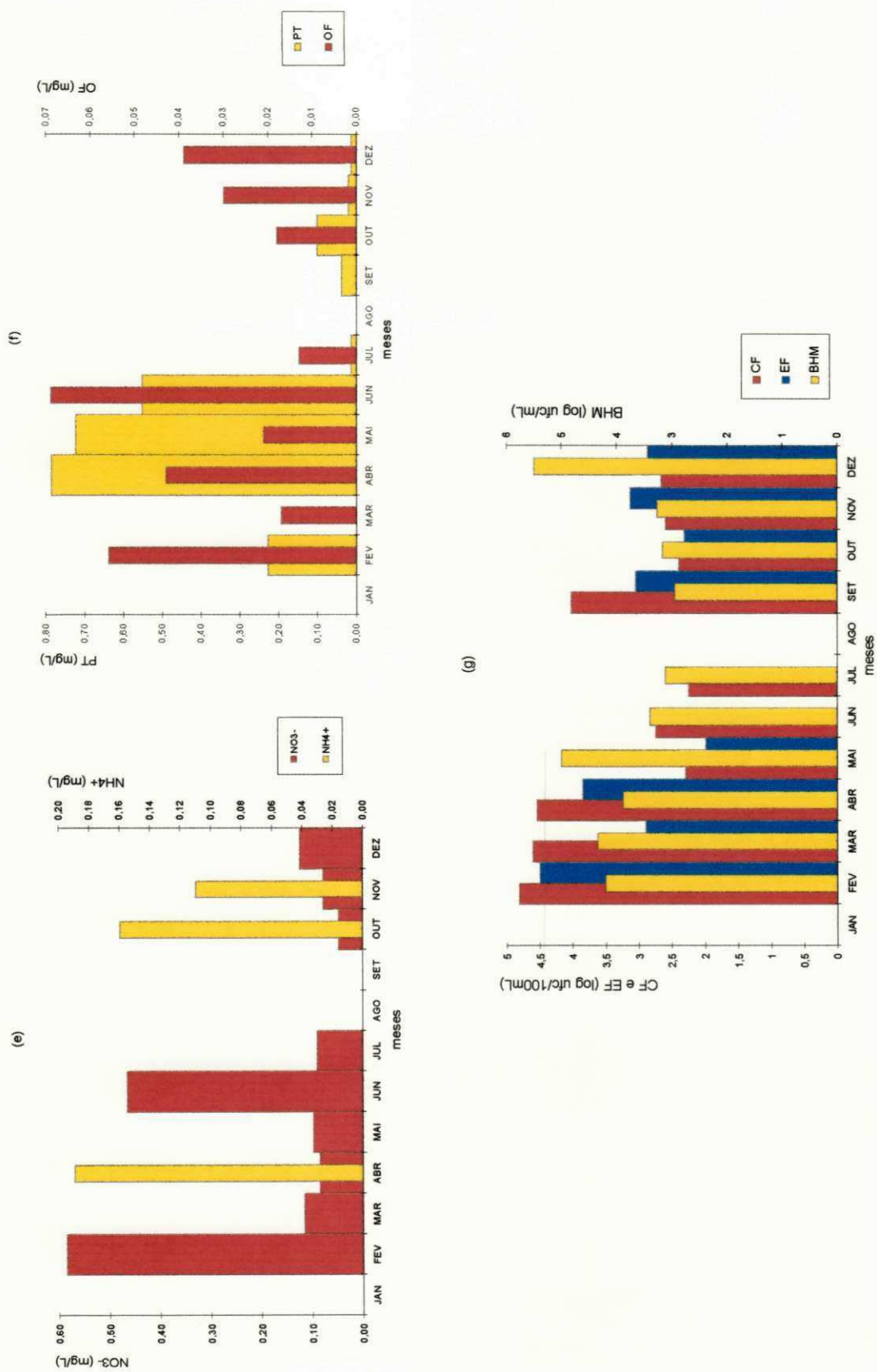


Figura 4.7(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS3 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

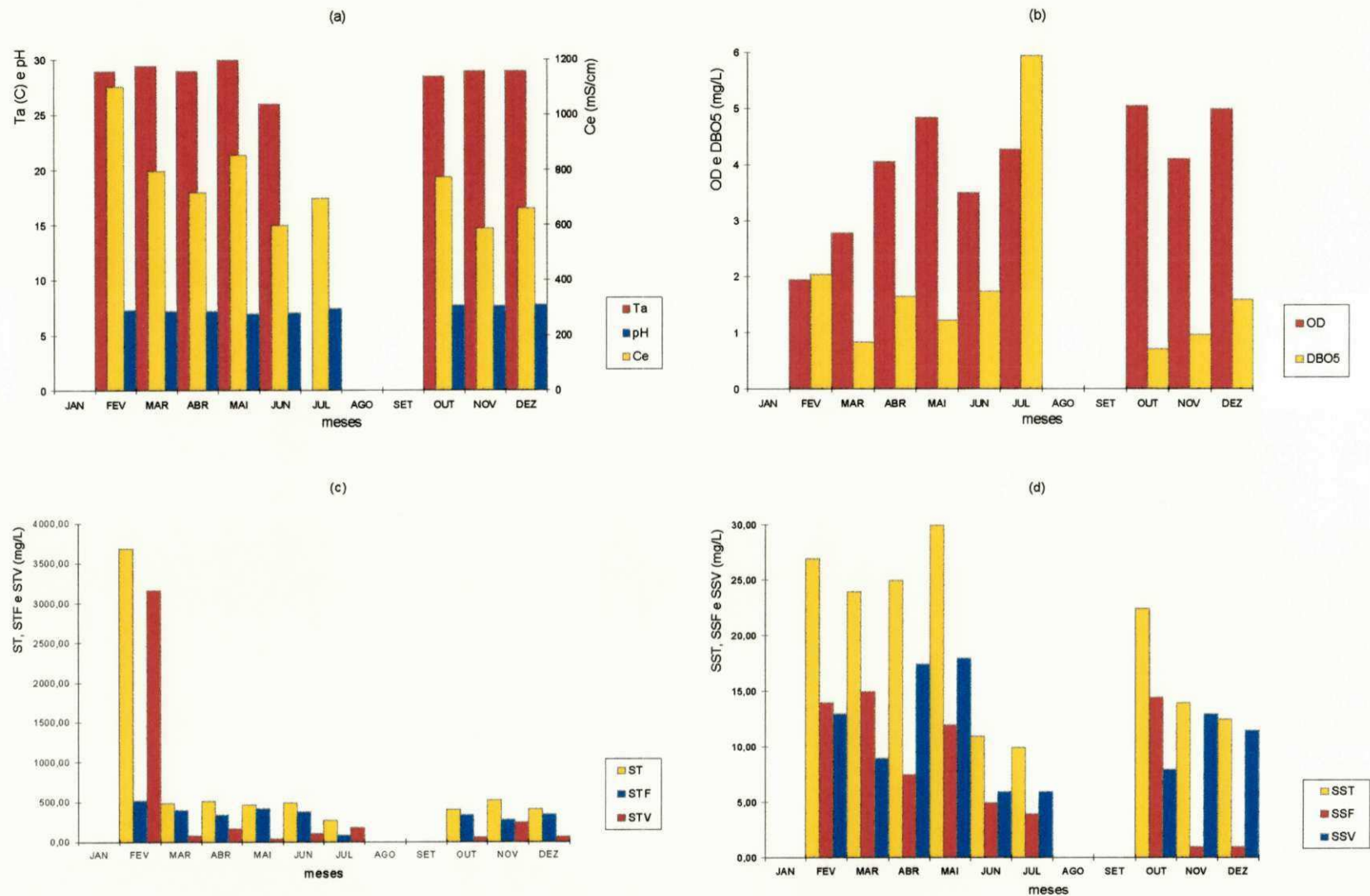


Figura 4.8 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (C); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS4 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

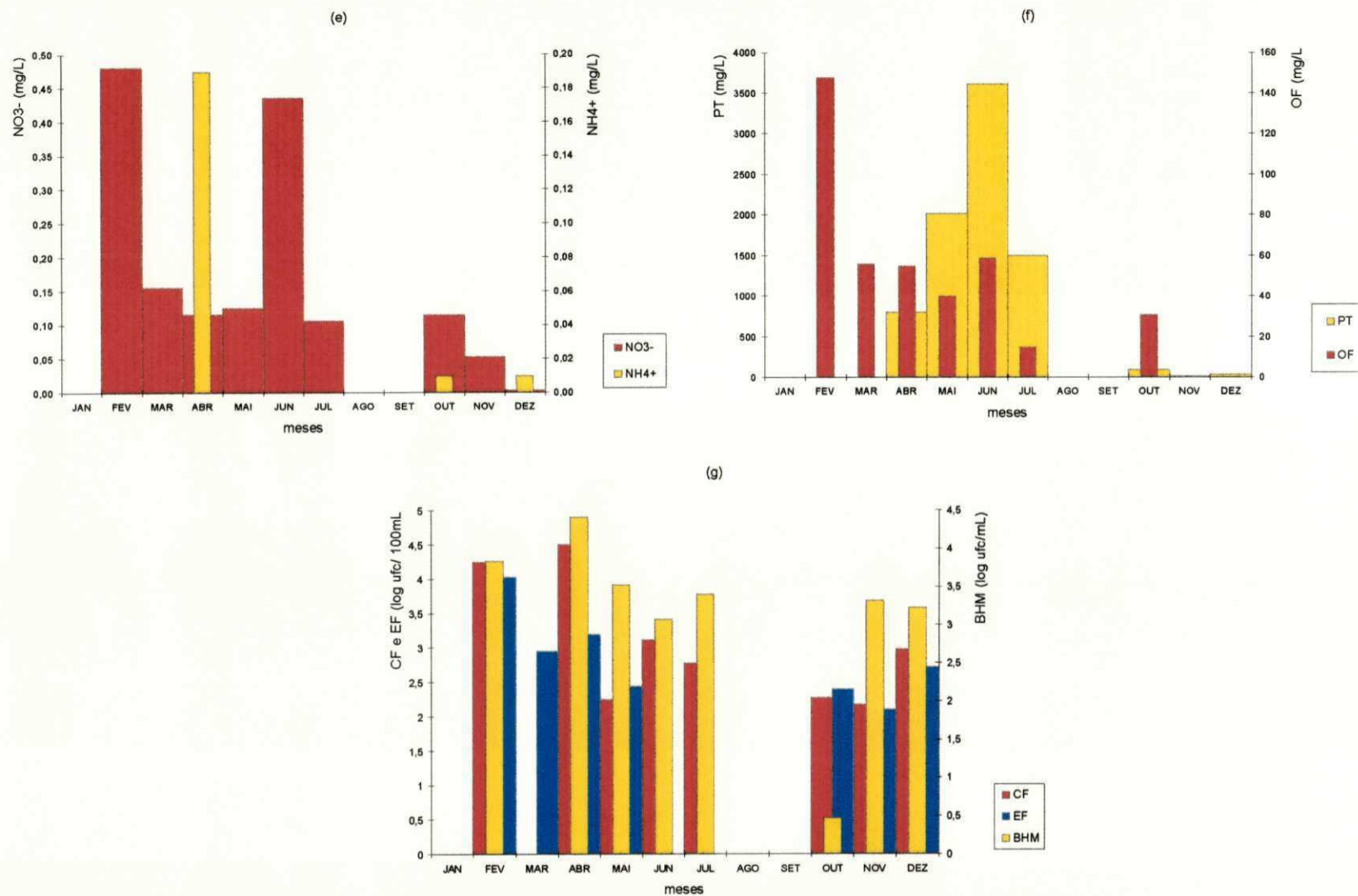


Figura 4.8(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS4 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

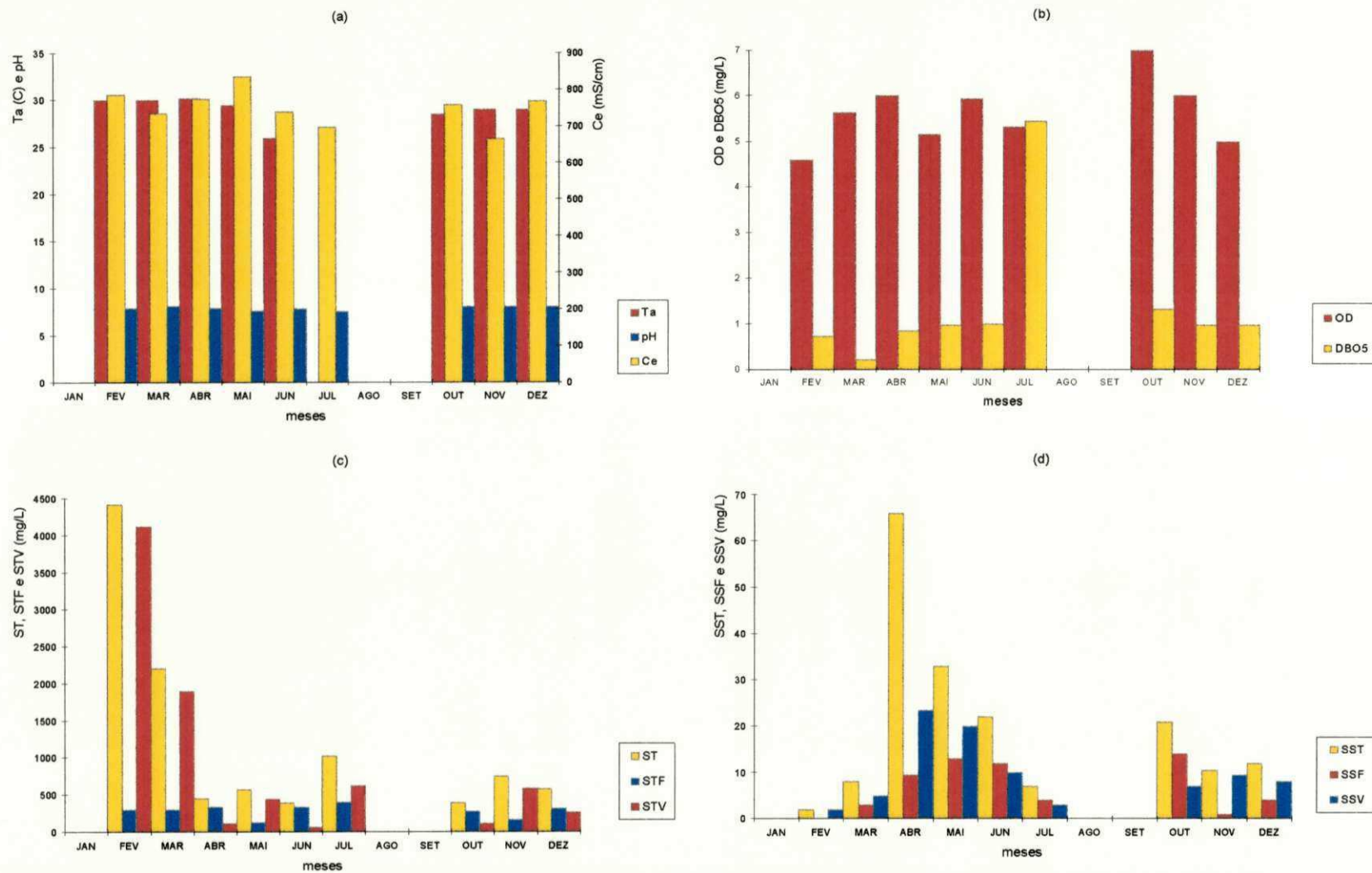


Figura 4.9 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (C); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS5 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

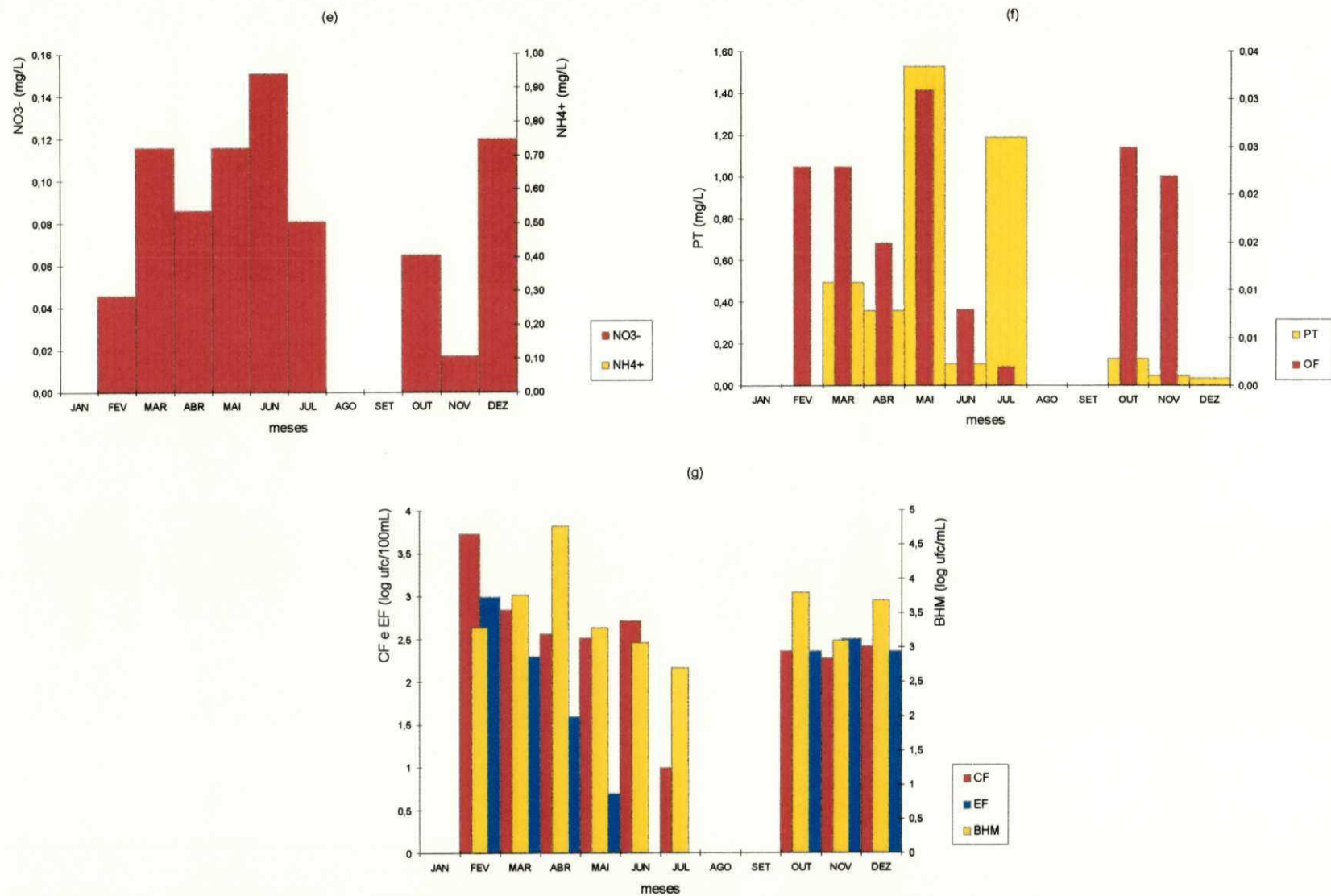


Figura 4.9(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS5 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

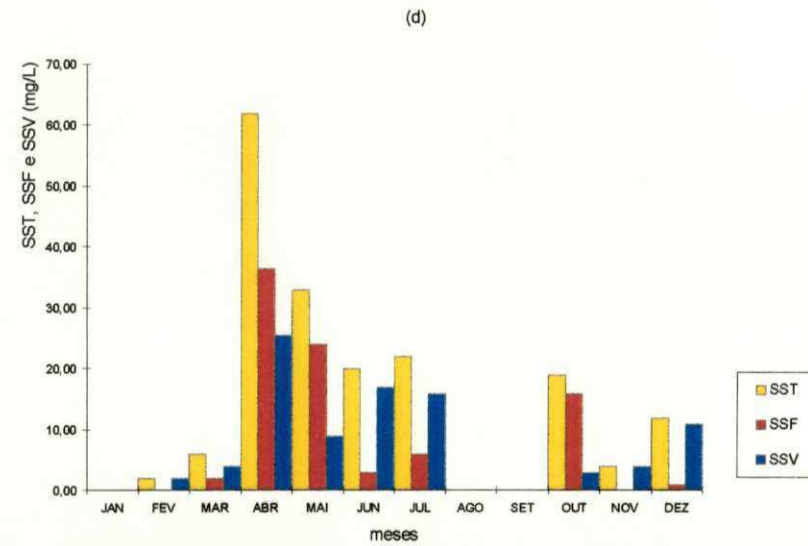
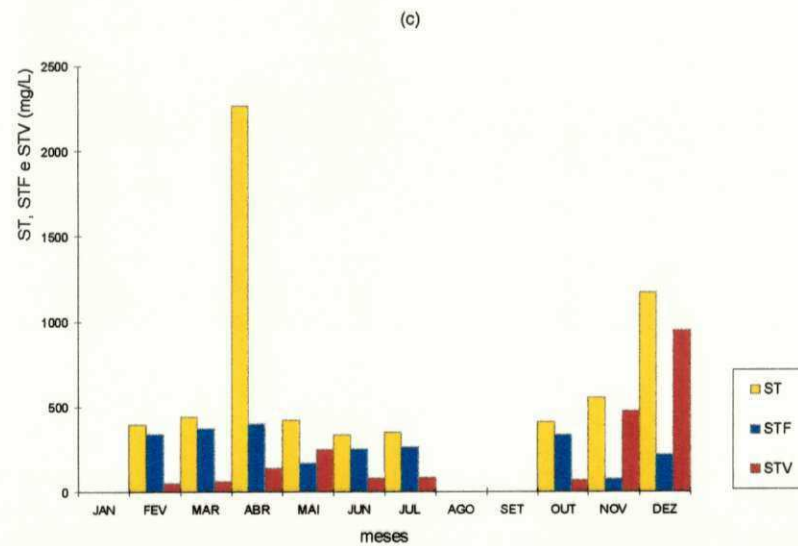
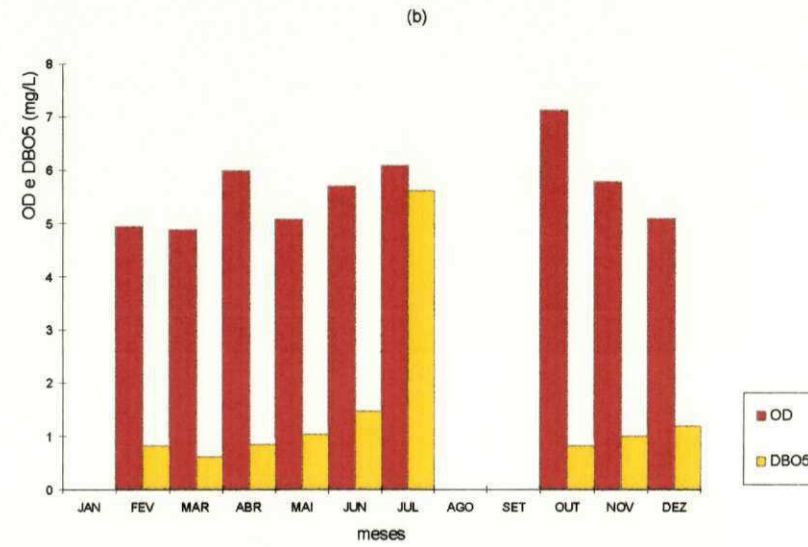
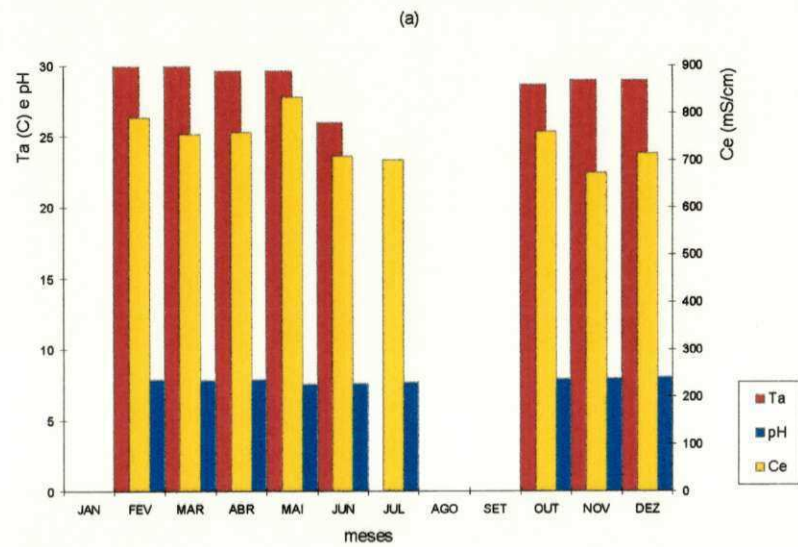


Figura 4.10 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (c); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS6 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

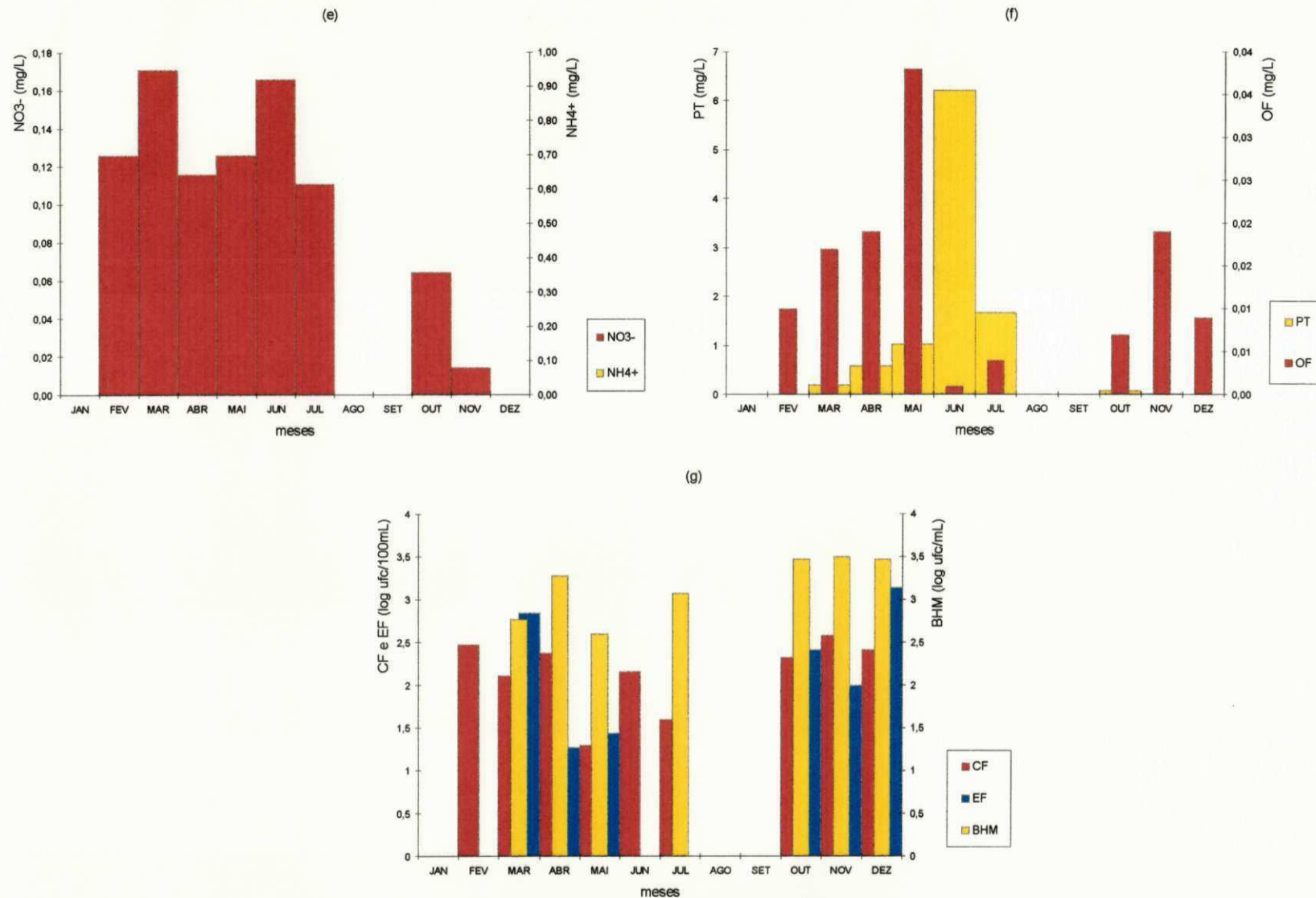


Figura 4.10(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO_3^- e NH_4^+ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS6 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

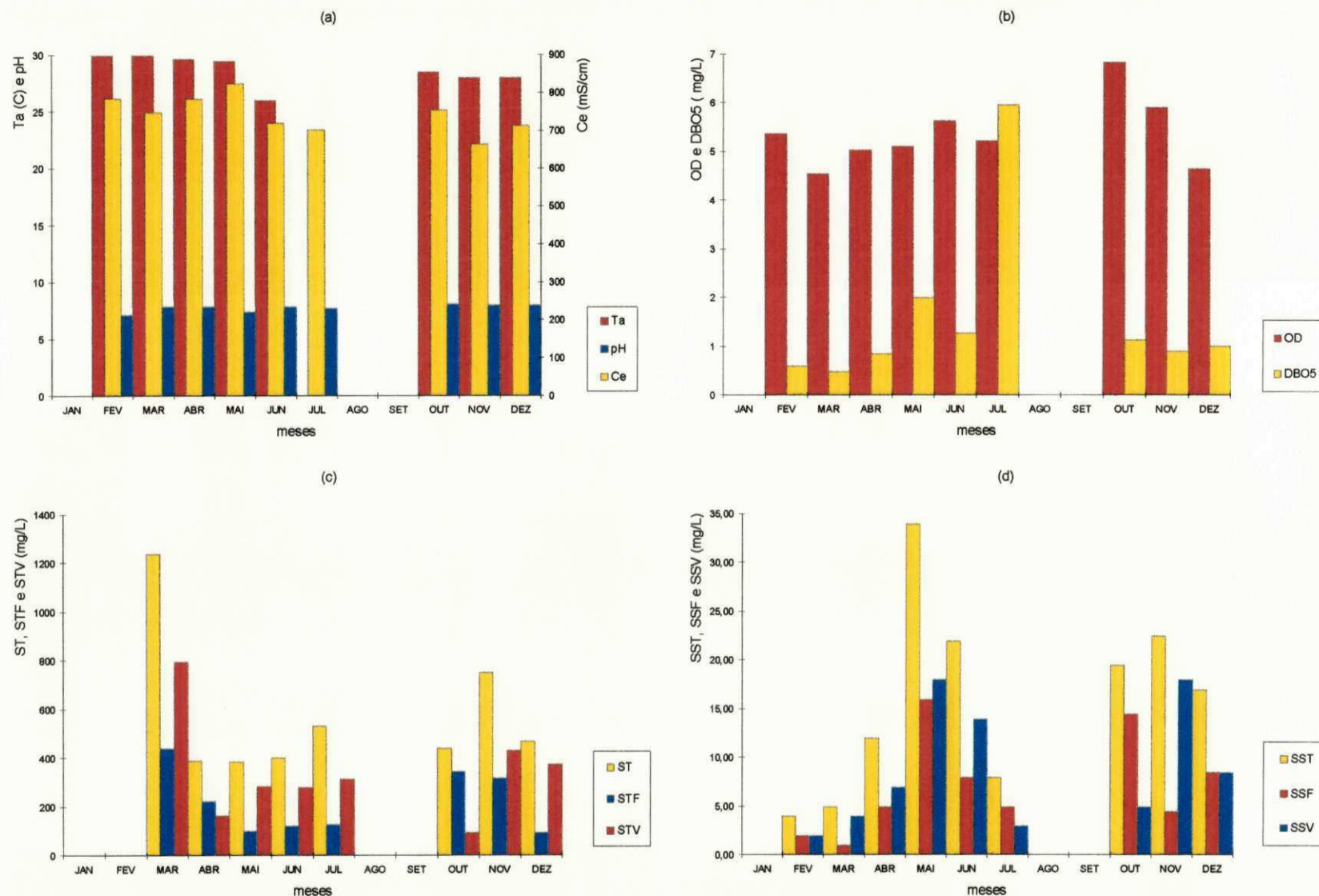


Figura 4.11 - Variação temporal dos valores médios de: T, pH e Ce (a); OD e DBO₅ (b); ST, STF e STV (c); SST, SSF e SSV (d), no ponto RS7 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

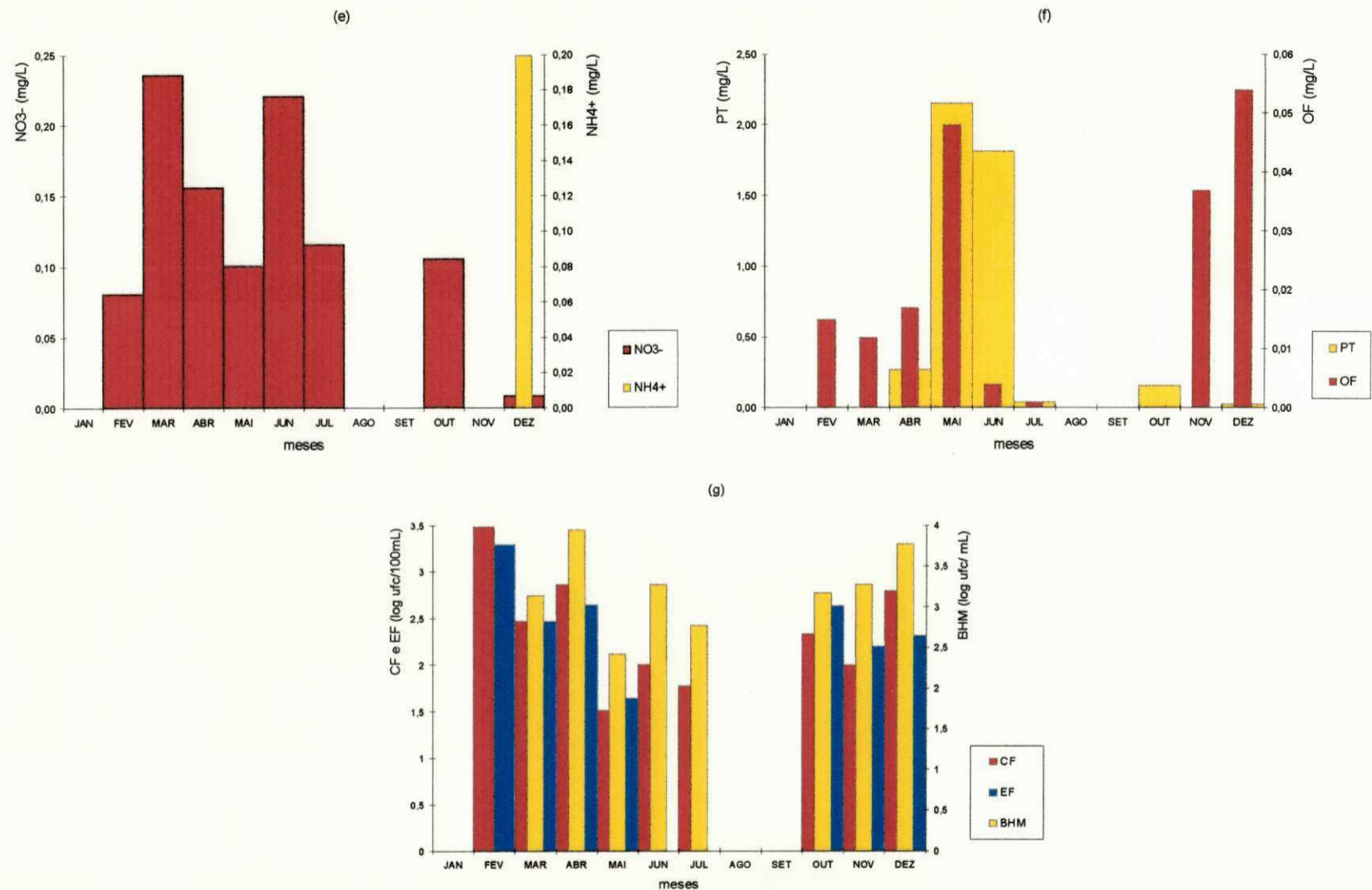


Figura 4.11(1) - Variação temporal dos valores médios de: NO₃⁻ e NH₄⁺ (e); PT e OF (f); CF, EF e BHM (g), no ponto RS7 da Represa São Salvador (Sapé - PB) no período de fevereiro a dezembro de 1996.

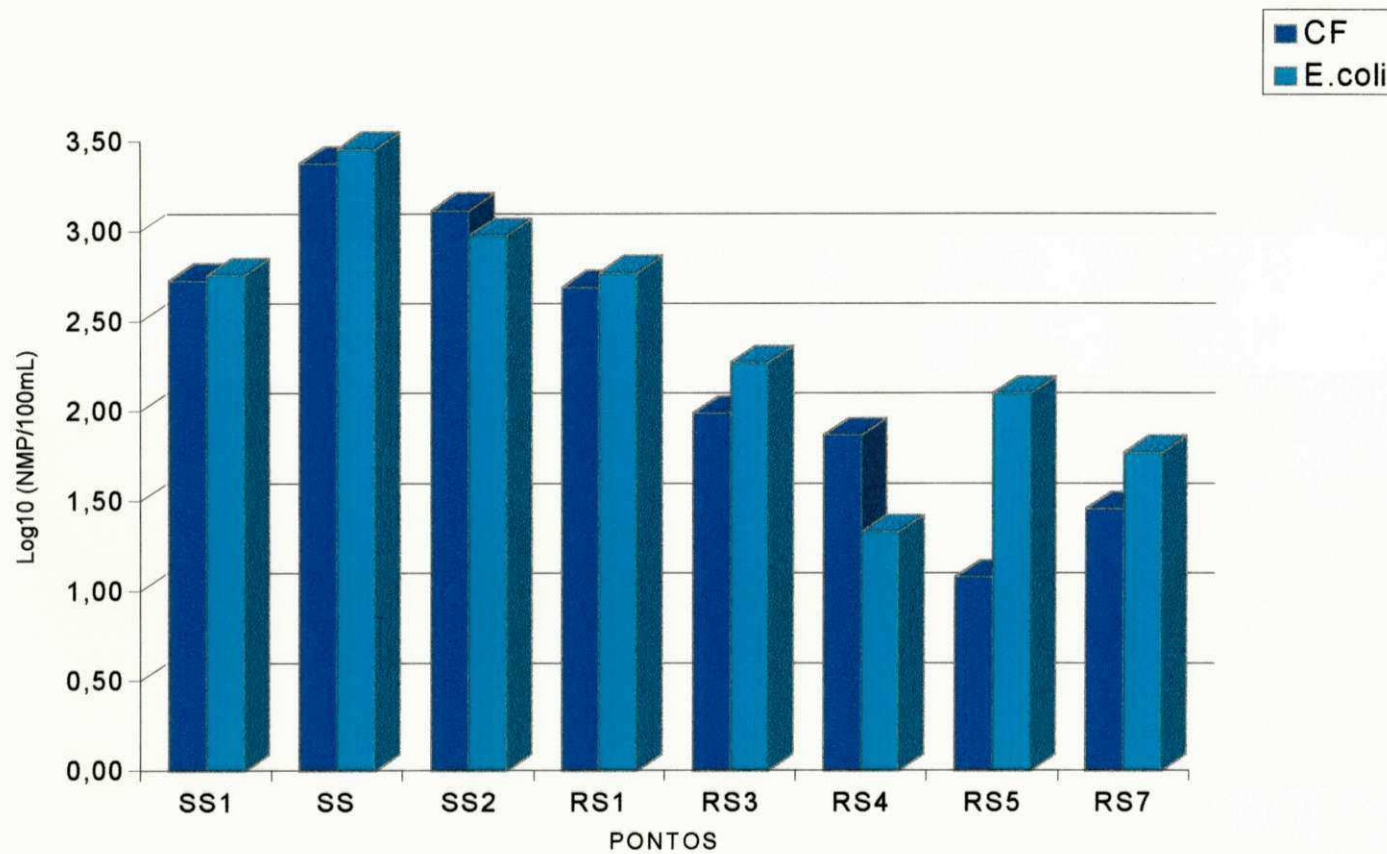


Figura 4.12 - Variação espacial de CF e *E. coli* no Riacho e Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro - dezembro de 1996

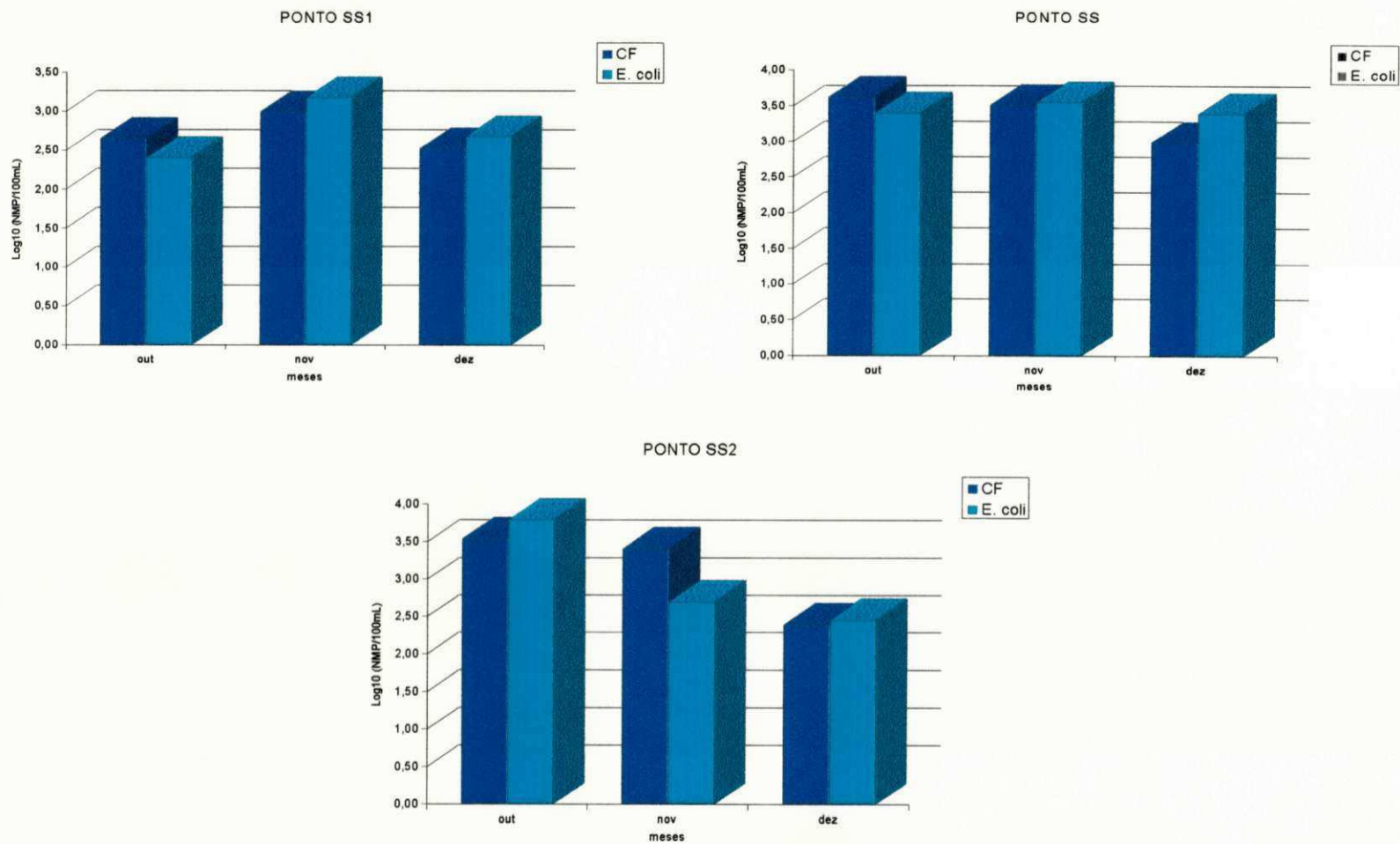


Figura 4.13 - Variação temporal de CF e *E. coli* nos pontos SS1, SS e SS2 do Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro – dezembro de 1996.

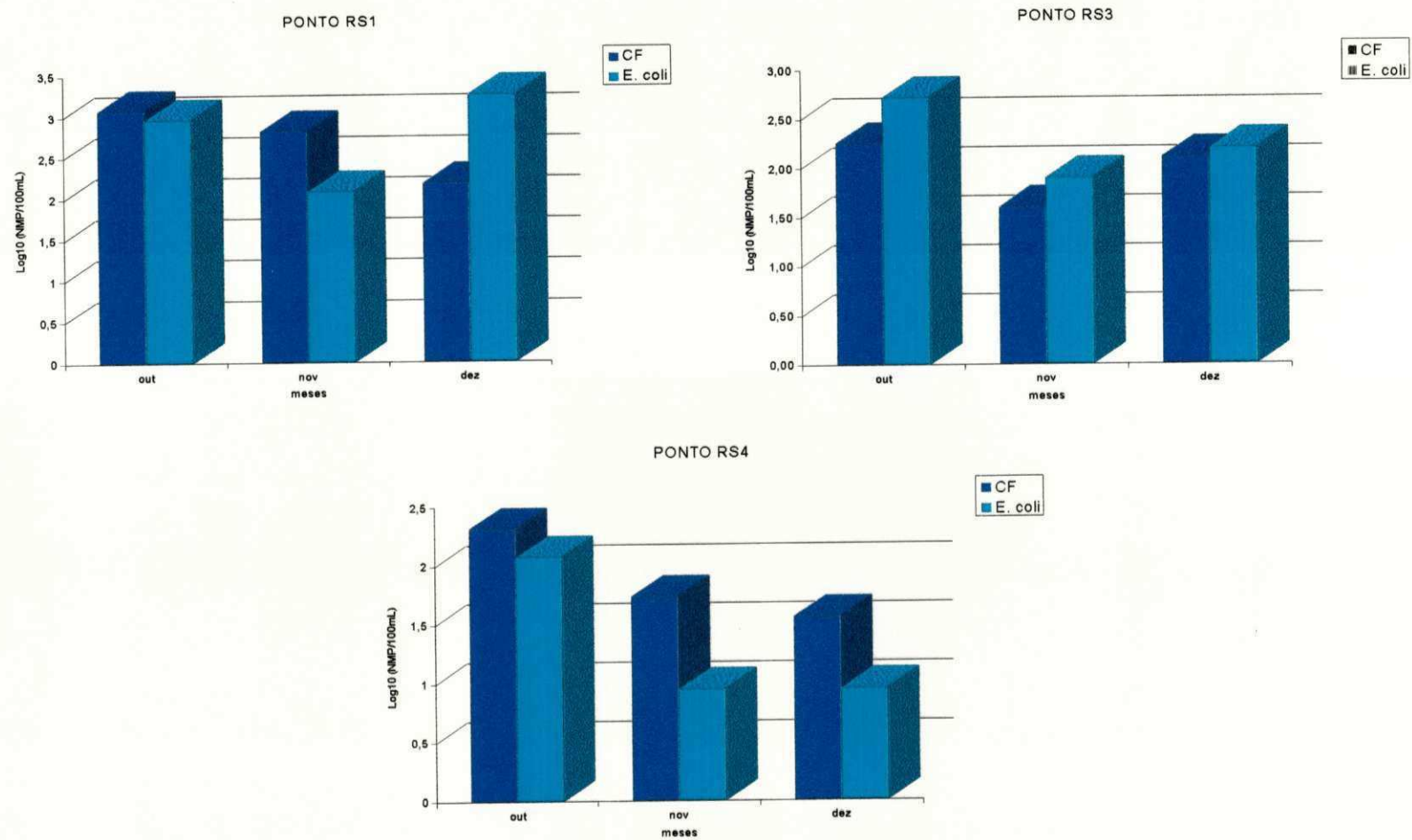


Figura 4.14 - Variação temporal de CF e *E.coli* nos pontos RS1, RS3 e RS4 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro – dezembro de 1996.

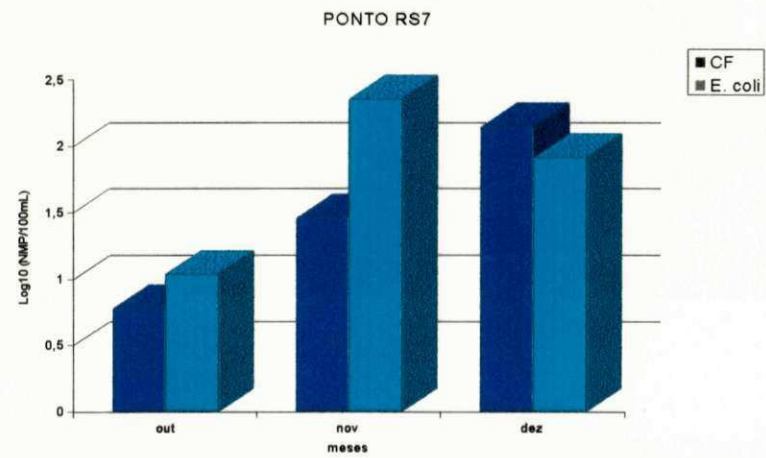
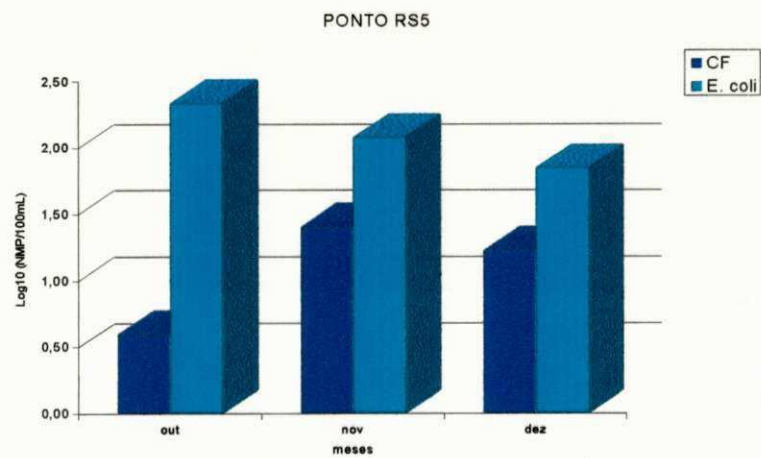


Figura 4.15 - Variação temporal de CF e *E.coli* nos pontos RS5 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período: setembro – dezembro de 1996.

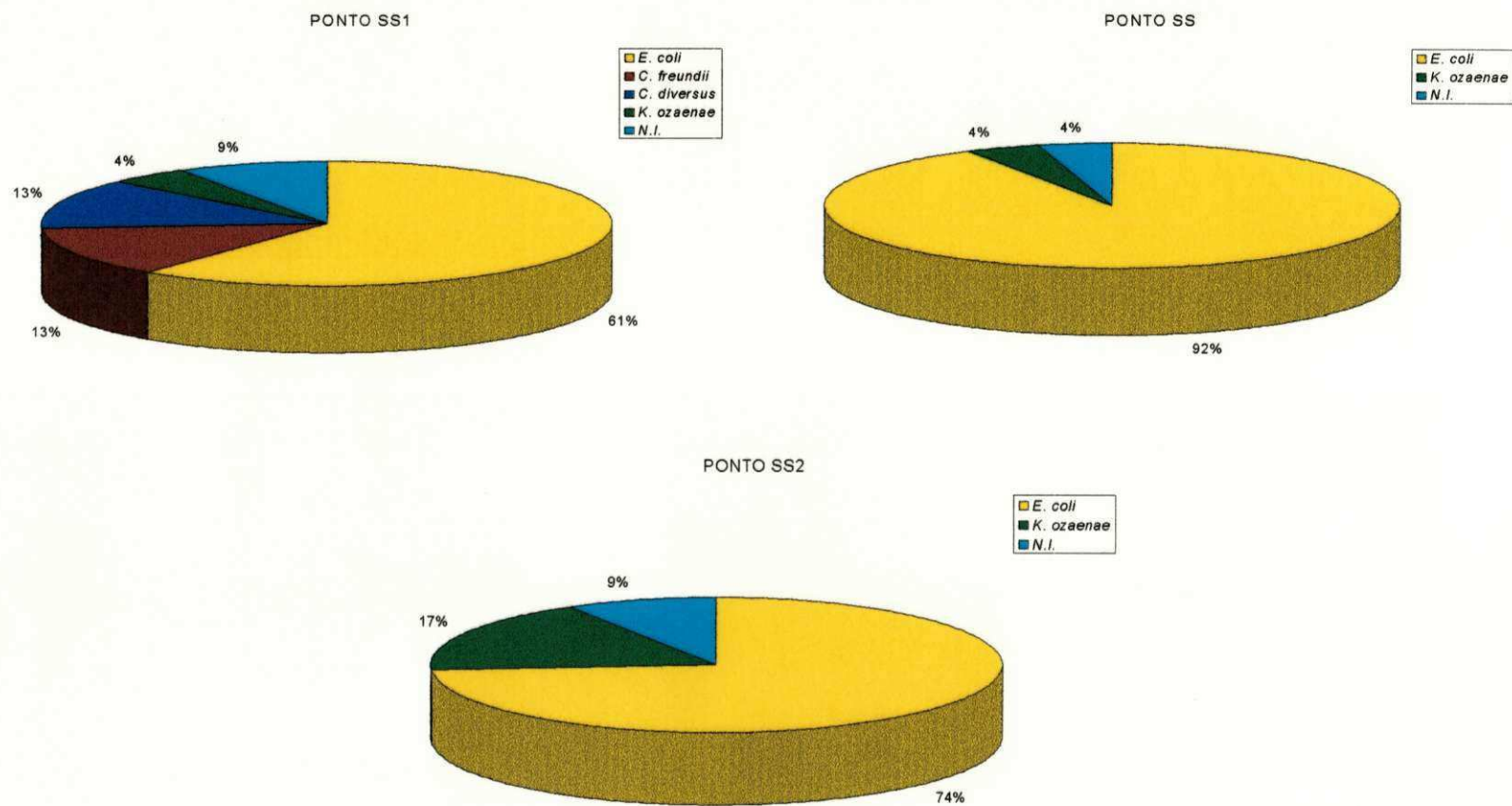


Figura 4.16 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos SS1, SS e SS2 do Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.

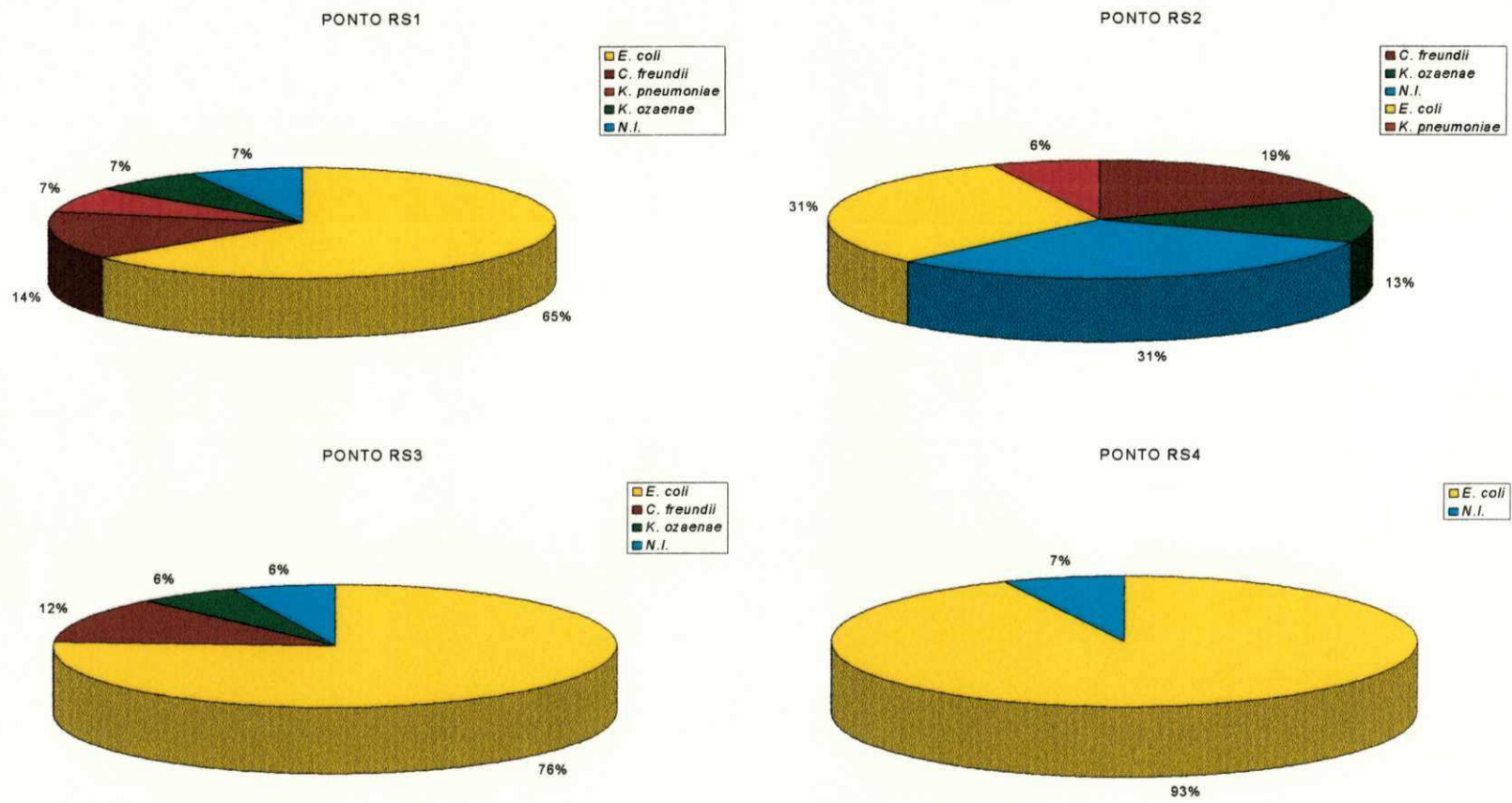


Figura 4.17 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos RS1, RS2, RS3 e RS4 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.

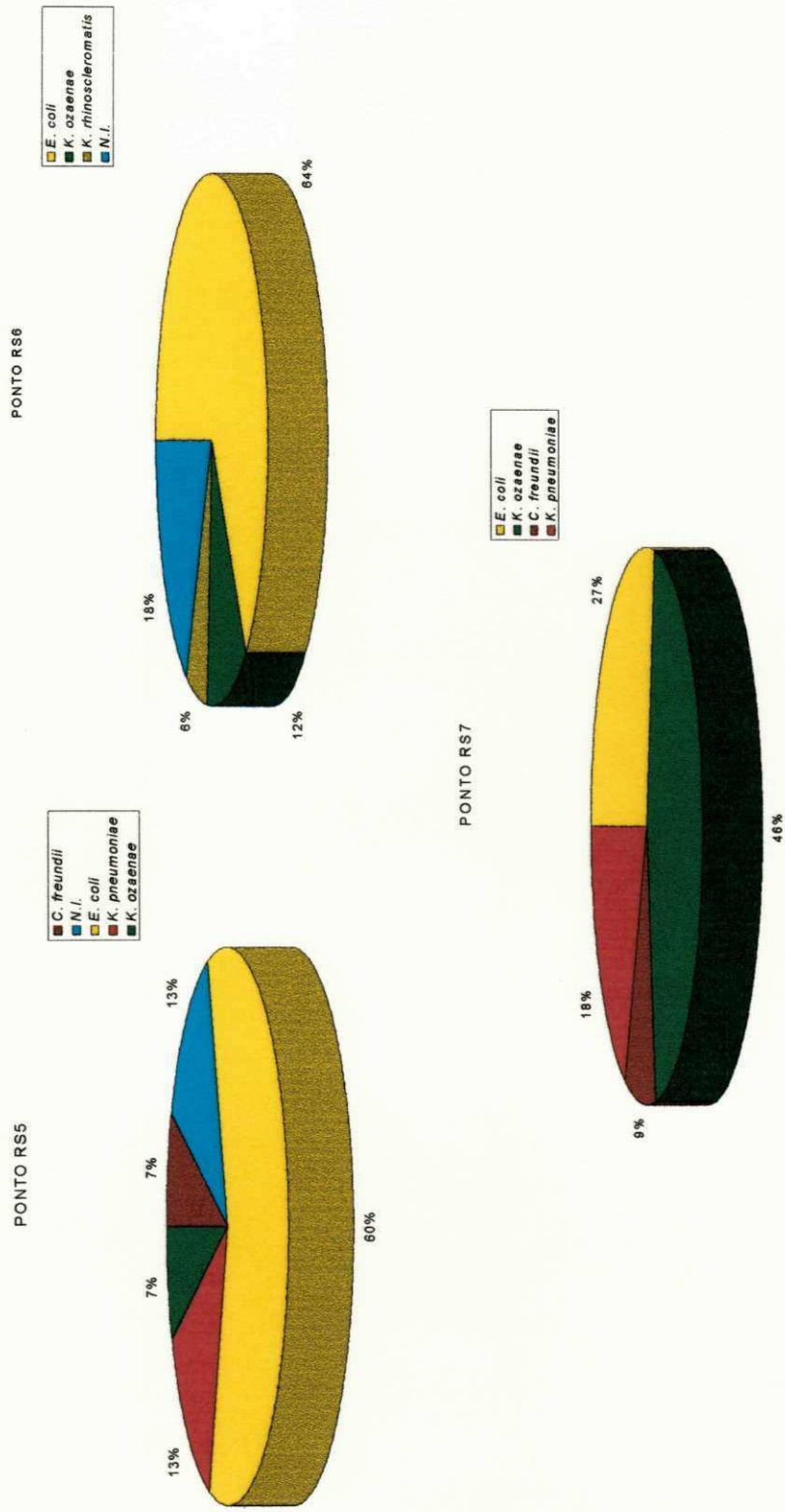


Figura 4.18 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos RS5, RS6 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de chuva, 1996.

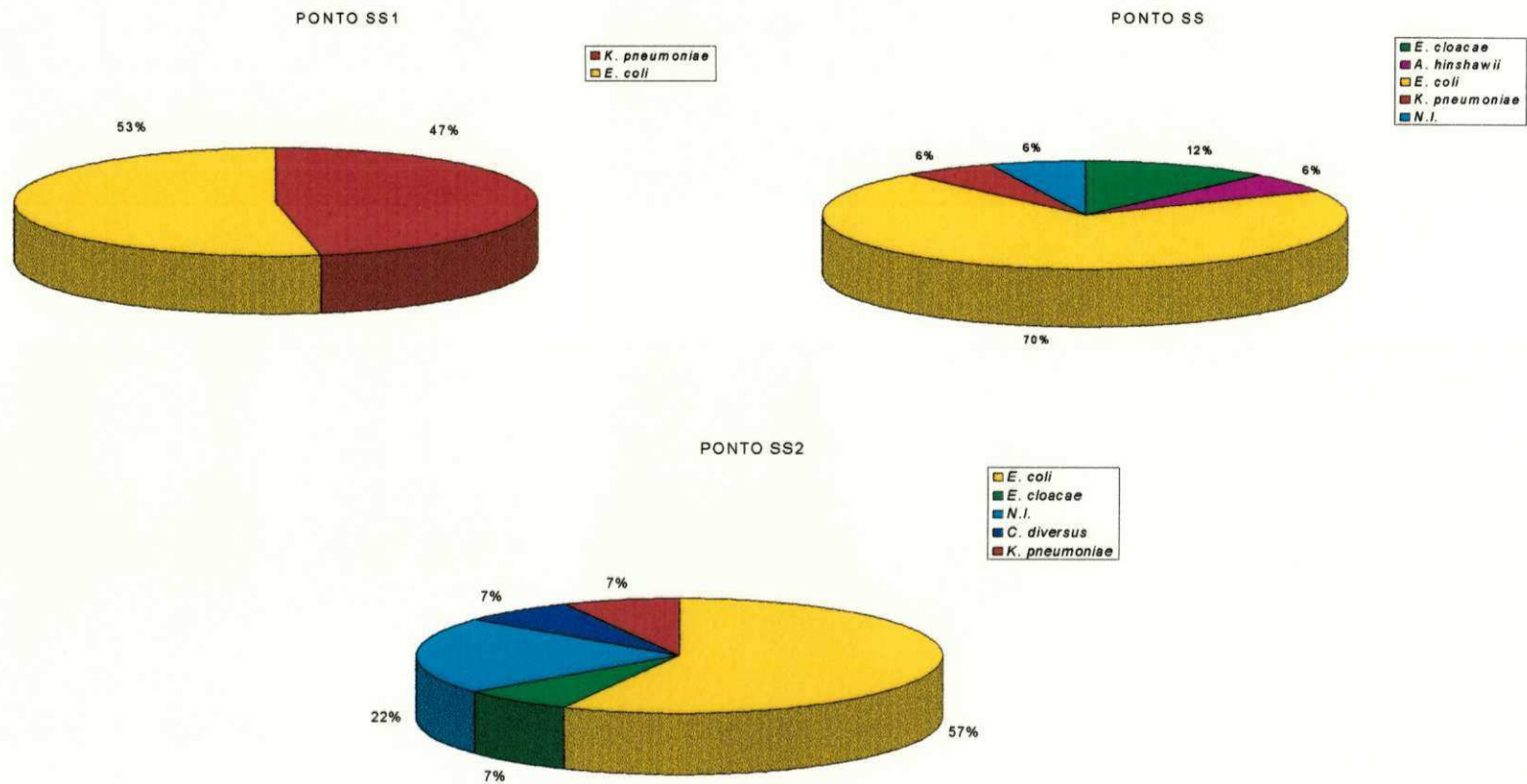


Figura 4.19 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos SS1, SS e SS2 no Riacho São Salvador - Sapé, PB. Período de estiagem, 1996.

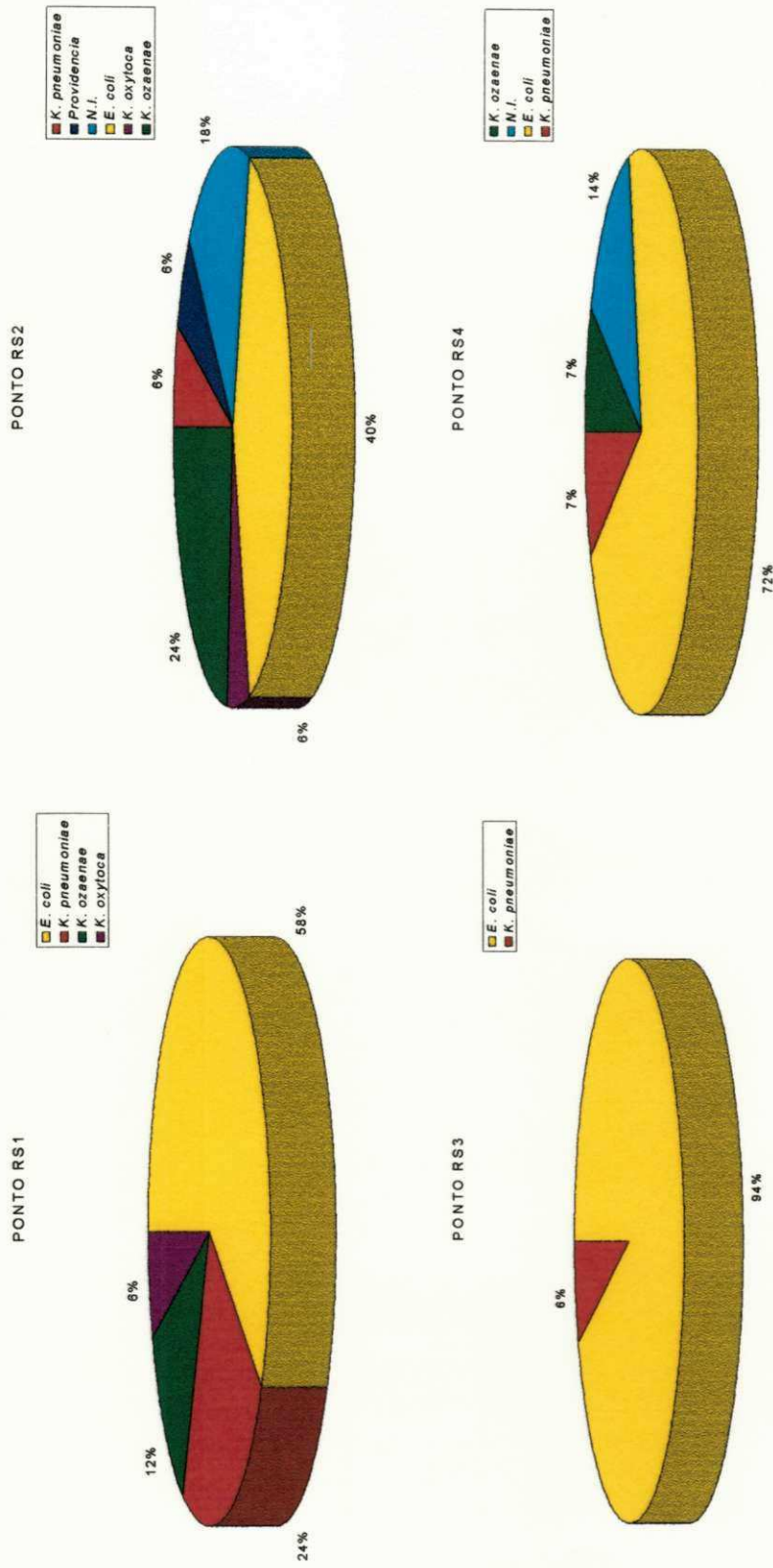


Figura 4.20 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos RS1, RS2, RS3 e RS4 da Represa São Salvador Sapé, PB. Período de estiagem, 1996.

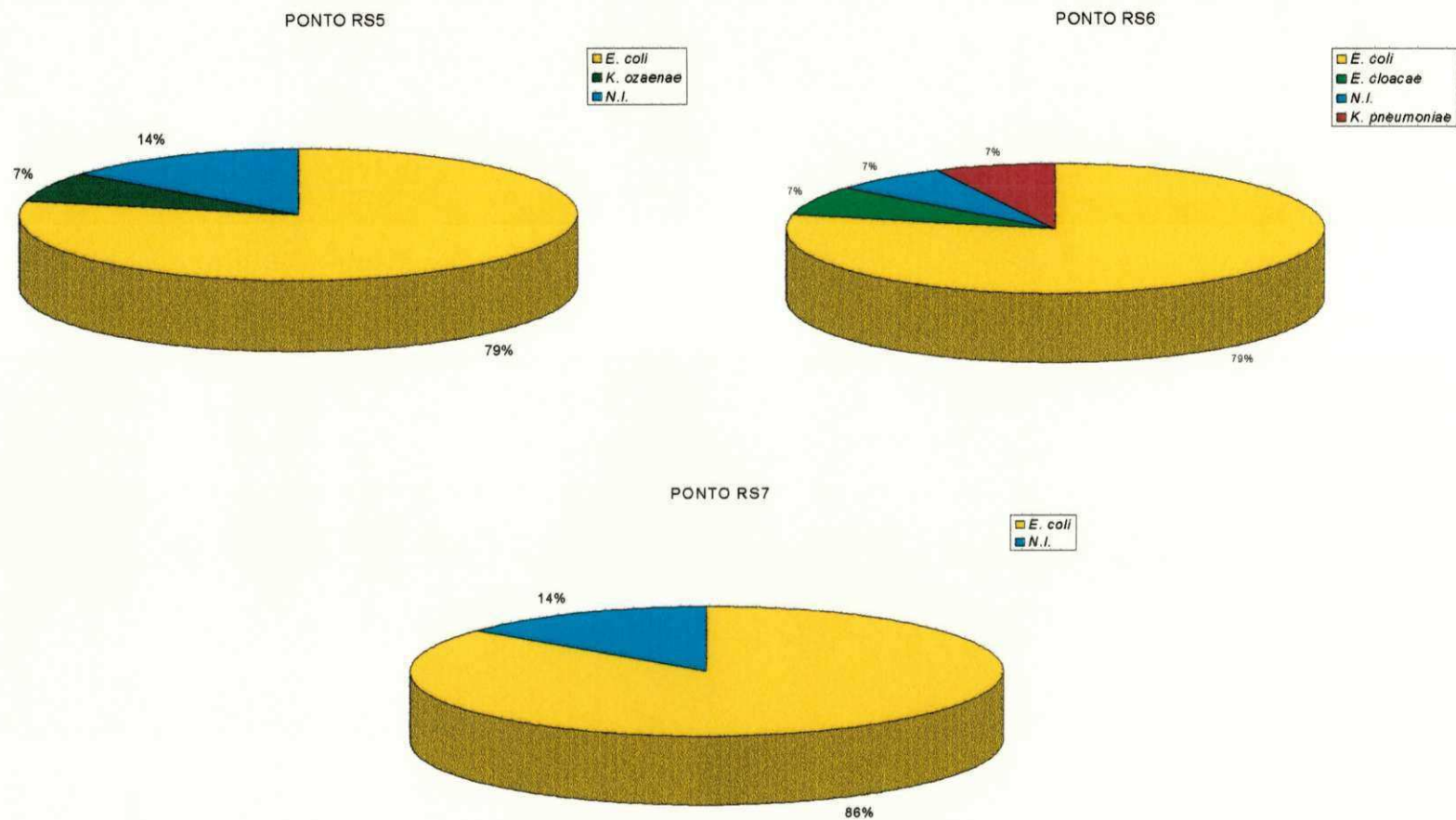


Figura 4.21 - Diversidade de gêneros e espécies de coliformes nos pontos RS5, RS6 e RS7 da Represa São Salvador - Sapé, PB. Período de estiagem, 1996.

5.0 - DISCUSSÃO

Apesar de no Brasil os estudos de qualidade da água se iniciaram em açudes da região Nordeste (WRIGHT, 1981a, b, c), estes ecossistemas posteriormente foram menos pesquisados que os das regiões Sul, Sudeste e Centro-oeste. Entretanto, a avaliação sanitária e físico-química dos açudes é fundamental no desenvolvimento socio-econômico da região pois, geralmente, são a única fonte de água para as populações rurais que as utilizam para usos múltiplos. O planejamento dos recursos hídricos deve considerar os compartimentos ambientais: água, ar e solo, de modo que os usos dos mesmos resultem no menor impacto à qualidade da água. Esse planejamento objetiva preservar as fontes de água para as demandas futuras, de forma a obter os máximos benefícios econômicos e sociais. É, portanto, necessário planejar a longo prazo, pela repercussão das decisões tomadas, que alcançam várias gerações, sendo muitas vezes irreversíveis (GUERRA, 1976).

Para se determinar a qualidade de águas superficiais destinadas a usos múltiplos, é preciso considerar as características físico-químicas e sanitárias que refletem os tipos de impactos que o corpo aquático recebe que, por sua vez, será consequência dos tipos de solo, cobertura vegetal e principalmente das diversas atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem. Nessas características influenciam também a capacidade do corpo aquático de dissolver materiais incorporados ou biodegradáveis (MATHEUS & TUNDISI, 1988; ROCHA, 1987). Segundo VON SPERLING (1995) um corpo aquático pode sofrer sensíveis variações de qualidade ao longo do ano, fenômeno este que ocorre de maneira marcante em ambientes aquáticos lênticos devido principalmente ao tempo de detenção hidráulica.

Neste trabalho, a distribuição horizontal dos diversos parâmetros, apresentou diferentes comportamentos. No riacho e na represa, ao longo do

ciclo hidrológico enquanto as temperaturas das amostras, pH e condutividade foram bastante constantes ao longo de todo o período de estudo, outros parâmetros como os macronutrientes tiveram flutuações acentuadas e fortemente influenciadas pelo regime de chuvas e os efeitos associados ao maior ou menor arrasto desde a bacia de drenagem, revolvimento do material do fundo, assimilação e decomposição pelos componentes do fitoplâncton, zooplâncton e das macrófitas.

O riacho apresentou pior qualidade quanto à variável oxigênio dissolvido no período de estiagem, provavelmente pela diminuição da turbulência com a diminuição da vazão e também devido ao aumento das horas de insolação que teriam estimulado os processos de decomposição da matéria orgânica, assim como a menor solubilidade dos gases da massa de água. HAWKES (1963), citado por ROCHA (1976), verificou que a decomposição da matéria orgânica autóctone e alóctone traz como resultante principal a eliminação parcial ou total do oxigênio dissolvido na água, o qual é consumido nas reações bioquímicas de estabilização. De acordo com RUTTNER, citado por ESTEVES (1988a), a elevada rapidez do processo de decomposição nos trópicos faz com que a taxa de consumo de oxigênio seja de 4 a 9 vezes maior do que em lagos temperados.

Na represa o oxigênio dissolvido causou uma melhora da qualidade da água, provavelmente pela influência da radiação solar e pelo conseqüente aumento da produção de oxigênio fotossintético.

A DBO₅ foi baixa nos dois períodos de amostragem, não refletindo as variações espaço-temporais dos impactos poluidores pontuais e difusos, e portanto não foi um bom indicador dos fatores reguladores da qualidade da água. Podem ter influenciado nos baixos valores de DBO₅ a diluição da matéria orgânica biodegradável nas águas do riacho e do açude e as elevadas taxas de degradação. Entretanto, o aumento das bactérias heterótrofas mesófilas nos

pontos mais impactados mostraram que estas foram mais sensíveis que a DBO_5 para evidenciar a presença de poluentes orgânicos de fácil degradação.

Os sólidos suspensos apresentaram maiores concentrações na época de chuvas, relacionados com o transporte de material pelo tributário e pelo aporte desde a bacia de drenagem. Também, o menor tempo de detenção hidráulica nesta época dificultou a sedimentação. VIANA (1997) em Belo Horizonte também fez esta mesma associação. No entanto apesar das concentrações encontradas, a água quanto a este parâmetro não sofre nenhuma restrição se for usada para irrigação.

De acordo com RIOS & CALIJURI (1995), as características da bacia hidrográfica têm forte influência nas características químicas das águas dos rios. A vegetação das margens e outros componentes bióticos exercem influência no fornecimento de matéria orgânica, por um lado, enquanto que, por outro, a mata ciliar dificulta a erosão dos solos. Na represa São Salvador a mata ciliar foi quase que completamente eliminada durante a construção e não foi recuperada o que favorece a erosão do solo durante as chuvas. Nesse processo, são também escoados fertilizantes orgânicos usados nas numerosas hortas que rodeiam a represa, assim como fezes de animais que pastam nas margens. Todos estes fatores contribuíram com a deterioração da água nesse período.

Um importante fator de impacto foi a descarga dos esgotos parcialmente tratados no Riacho São Salvador, principal tributário da represa. Neste riacho os esgotos da ETE de Sapé, aumentaram significativamente os valores das formas de fósforo e nitrogênio e de coliformes fecais. Forte impacto dos esgotos em corpos receptores vem sendo observado em quase todo o mundo, sendo estas as causas principais da eutrofização crescente.

Na Represa e no Riacho São Salvador as maiores variações foram dos parâmetros microbiológicos (CF, EF, BHM e *E.coli*) cujas concentrações refletiram processos complexos: o arrasto, a contribuição dos esgotos, a sedimentação e morte pelo efeito sinérgico dos fatores ambientais. Na represa foi observado uma melhoria da qualidade das águas com o fim da época de chuvas e com a diminuição do escoamento superficial.

Analisando a distribuição espacial de coliformes fecais, a represa pode ser dividida em 3 compartimentos: o de maior impacto e correspondente ao "delta" de entrada do riacho, com elevados valores em RS3 e RS4, o de impacto moderado, próximo à barragem e o de menor impacto, nos pontos do centro.

Coliformes e estreptococos fecais mostraram grande variabilidade intra e inter estações de amostragens apresentando as maiores concentrações na época de chuvas. A compartimentação da represa se acentuou em relação à contaminação fecal neste período, com os valores mais altos na região estuarina e com tendência ao decréscimo até os pontos centrais. Valores elevados, embora inferiores aos da desembocadura do riacho, foram observados nas proximidades da barragem onde há pontos de lavagem de roupas, de coleta de água e de recreação. A diminuição das concentrações no período de estiagem foram relacionadas com a diminuição do escoamento superficial e com o efeito bactericida da radiação solar.

Nos estudos ecológicos de ambientes aquáticos, é importante avaliar as relações entre o meio físico e os microrganismos que ali habitam. No presente trabalho foram avaliados bactérias indicadoras de contaminação fecal e as diversas variáveis de qualidade.

O estudo das correlações entre as variáveis analisadas permitiu conhecer algumas das relações internas dos ecossistemas sob estudo, umas mais evidentes que outras.

Em primeiro lugar, as correlações significativas nas duas épocas de coleta, mostraram a existência de associações estreitas entre as variáveis físicas, químicas e microbiológicas. Os parâmetros que mais apresentaram correlações significativas tanto positivas quanto negativas nas duas épocas de coleta foram os sólidos totais e frações e os sólidos suspensos e frações mostrando ser bons indicadores da variação da qualidade da água tanto do riacho quanto da represa.

Na represa, as correlações entre bactérias heterótrofas mesófilas e sólidos suspensos voláteis e destes com coliformes fecais, evidenciaram que a matéria orgânica que entrou no ecossistema era principalmente de origem fecal. CEBALLOS (1995) observou associação idêntica em três açudes paraibanos.

Outras correlações significativas importantes foram entre oxigênio dissolvido e temperatura, DBO_5 e nitrogênio amoniacal (todas negativas e no riacho) evidenciando a menor solubilidade dos gases com o aumento da temperatura da água e a liberação de amônia pela biodegradação da matéria orgânica (SAWYER *et alii*, 1994).

Predominaram as correlações significativas entre sólidos totais e ortofosfato, sólidos totais e suas frações fixas e voláteis e sólidos totais e DBO_5 reforçando a idéia da influência dos mesmos na variabilidade da qualidade da água.

Algumas correlações significativas só foram observadas em uma época o que pode ser devido à variabilidade das concentrações dos diferentes parâmetros, a falta de uma definição marcante entre o início e o fim de épocas

secas e chuvosas (ou chuvas esporádicas), a influência das chuvas no momento das coletas e/ou o número de amostras.

Os corpos aquáticos foram classificados segundo a resolução N° 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986) com a finalidade de avaliar se os usos a que se destinam estão de acordo com a legislação vigente. Nesta classificação, os critérios que têm como base coliformes totais e fecais consideram como limite para cada classe um número máximo de coliformes que não deverá ser excedido em 80% de pelo menos cinco amostras mensais colhidas em qualquer mês. Como nesta pesquisa as coletas foram quinzenais, a classificação foi aplicada para cada período. A Tabela 5.1 apresenta a classificação dos pontos de coleta em categorias de qualidade:

Tabela 5.1 - Classificação dos parâmetros físico-químicos do Riacho e Represa São Salvador, Sapé (PB), quanto aos padrões CONAMA (1986)

PARÂM.	pH	OD	DBO ₅	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	CF
PONTO						
SS1	classe 1	-	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 3
	classe 1	-	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 3
SS	classe 1	classe 2	classe 1	classe 3	classe 1	Classe 3
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 3	classe 1	Classe 3
SS2	classe 1	classe 3	classe 1	classe 3	classe 1	Classe 3
	classe 1	classe 4	classe 1	classe 3	classe 1	Classe 3
RS1	classe 1	classe 1	classe 1	-	classe 1	Classe 3
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 3
RS2	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 3
RS3	classe 1	classe 3	classe 1	-	classe 1	Classe 3
	classe 1	classe 1	classe 1	-	classe 1	Classe 2
RS4	classe 1	classe 4	classe 1	-	classe 1	Classe 2
	classe 1	classe 3	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
RS5	classe 1	classe 2	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
RS6	classe 1	classe 2	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2
RS7	classe 1	classe 2	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 3
	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	classe 1	Classe 2

CHUVA
ESTIAGEM

Segundo a Tabela 5.1 as águas do Riacho e Represa São Salvador classificaram-se desde a classe 1 até a classe 4, para os parâmetros físico-

químicos, com exceção de fósforo total. Em relação aos parâmetros microbiológicos, estes classificaram o riacho e a represa entre as classes 2 e 3. Como a classificação CONAMA (1986) aplica-se somente quando um conjunto de parâmetros estabelecidos é satisfeito a classificação correspondente a cada ponto será definida pelo parâmetro que estabelece a pior qualidade. O parâmetro coliforme fecal enquadrou o Riacho e a Represadas São Salvador nas classes 2 e 3. Segundo o CONAMA estas classes de águas se destinam a:

Classe 2:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Classe 3:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento convencional;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à dessedentação de animais.

Quanto aos valores permissíveis de coliformes fecais, para o uso da água em recreação de contato primário, conforme previsto no artigo 26 da Resolução anteriormente citada, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes fecais/100mL em 80% ou mais de, pelo menos, cinco amostras coletadas no mês.

Em relação aos estreptococos fecais, as densidades mais elevadas foram obtidas no riacho no ponto SS1 no período de chuvas e no ponto SS (após o lançamento do efluente da ETE) no período de estiagem. Na represa as

densidades mais elevadas foram nos pontos RS3 no período de chuvas e o ponto RS1 no período de estiagem. Este grupo de microrganismos na represa sempre apresentou-se em concentrações inferiores aos coliformes fecais, mas no riacho nos pontos SS e SS2, no período de estiagem, a concentração média foi superior. Embora a legislação brasileira esteja restrita, basicamente, à contagem de bactérias do grupo coliforme como parâmetro de avaliação da contaminação fecal, a quantificação de estreptococos fecais, mostrou-se um bom indicador de poluição, complementar à contagem de coliformes fecais. Em todos os pontos os valores de estreptococos foram maiores que 33 UFC/100mL, limite sugerido para balneabilidade (APHA, 1995).

Conclui-se que na maioria dos pontos do Riacho e do Açude São Salvador, a qualidade da água não corresponde aos seus usos e é inadequada para balneabilidade e para irrigação irrestrita e aquíicultura. É adequada para irrigação restrita (forrageiras, plantas cerealíferas, etc), e dessedentação de animais.

6.0 - CONCLUSÕES

- O conjunto de dados evidenciou que a descarga de esgotos mal tratados no riacho, tributário principal da represa, e as condições de alternância chuva-estiagem são os principais fatores controladores das flutuações espaço-temporais da qualidade da água e também influenciaram a ausência de mata ciliar e a utilização das margens para agricultura e pastagem de animais).

- O Riacho São Salvador foi fortemente impactado pelas descargas dos efluentes da ETE de Sapé. As condições mais deficientes foram encontradas na época de estiagem e associados com a diminuição das chuvas e conseqüente diminuição da diluição dos agentes poluentes.

- Ao longo do ciclo hidrológico o Açude São Salvador experimentou alta heterogeneidade horizontal na qualidade da água, caracterizada pelas variações dos principais parâmetros que regulam a produtividade (nitrogênio e fósforo) e dos que expressam a contaminação fecal (coliformes fecais, estreptococos fecais e *E.coli*).

- Os altos teores de ortofosfato e fósforo total foram atribuídos aos aportes desde a bacia de drenagem, desde campos ferti-irrigados e/ou destinados à pecuária e a contribuição dos esgotos descarregados no Riacho São Salvador.

- Os teores baixos de nitrato poderiam ser atribuídos à escassa nitrificação do nitrogênio amoniacal e a sua assimilação pelo fitoplâncton e pelas macrófitas submersas.

- As bactérias heterótrofas mesófilas expressaram melhor as variações de matéria orgânica presente nos corpos aquáticos que a DBO_5 .

- *Escherichia coli* foi identificada em todos os pontos do riacho e da represa, confirmando a contaminação fecal a que estão sujeitos estes corpos aquáticos.

- As correlações significativas nas duas épocas de coleta, mostraram a existência de associações estreitas entre as variáveis físicas, químicas e microbiológicas.

- Na represa, as correlações entre bactérias heterótrofas mesófilas e sólidos suspensos voláteis e destes com coliformes fecais, evidenciaram que a matéria orgânica que entrou no ecossistema era principalmente de origem fecal.

- Segundo a classificação CONAMA (1986) as águas do Riacho e da Represa São Salvador pertencem às classes 2 e 3. Os altos valores de coliformes fecais foram os que mais influenciaram na deterioração da qualidade da água.

- Entre as medidas de melhoria da qualidade da água para retardo da eutrofização, devem ser consideradas modificações no projeto e na operação da ETE, para melhorar a qualidade do efluente final e diminuir o impacto poluidor no riacho, recuperação da mata ciliar e o afastamento dos agro-ecossistemas ferti-irrigados das margens do açude. Deve-se também limitar o uso para a balneabilidade.

7.0 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIRRE JUNIOR, J. C.; FONSECA, Y. M.; VON SPERLING, M.; ALMEIDA, L. A. B.; RODRIGUES, M. D. O Sistema de monitoramento da qualidade das águas dos aproveitamento de perenização na região Norte/Nordeste do Estado de Minas Gerais. **17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**. 19 - 23 de setembro de 1993, Natal, RN. **Anais, VI**: 452 - 265.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of water** . 17. ed. 1989. 1587 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of water** . 19. ed. 1989. 953p.

ANDERSON, J. M. **Ecology for Enviromental Sciences. Biosphere, Ecosystems and Man**. London, Edward Arnold, 1981. 175p.

ANJOS, E. F. S.; VON SPERLING, E. O emprego de parâmetros limnológicos básicos para o estabelecimento de pontos de monitoramento em sistemas lóticos. **Anais do 17º Congresso ABES**. Natal 19-23 / 09/ 1993.

ANTAI, S. P. Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic-resistance strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. **J. Appl. Bacteriol.**, **62**: 371-375, 1987.

ARAÚJO, A. M. **Uso de indicadores microbiológicos na avaliação do grau de poluição em águas superficiais**. 181 p. 1992 143 p. [Dissertação de mestrado UFPB - CCT- Campina Grande].

ATECEL. **Relatório de Projeto: Açude Público São Salvador. Sapé, PB**. Vol I. Associação Técnico Científico E. Luís de Oliveira Jr. 1990. 56p.

AZEVEDO NETTO, J. M. Novos Conceitos Sobre Eutrofização - **Rev. DAE**, **48**: 22-48, 1988.

AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. **A Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução H. R. Cheyi e J. F. de Medeiros. Campina Grande – PB. UFPB/PRAI / CCT. 218P (Tradução de: Water Quality for Agriculture, FAO, Rome. 1985), 1991.

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**. São Carlos, São Paulo, 207 p., 1981. [Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais - Departamento de Ciências Biológicas da UFSCar].

BARBOSA, F. A. R. Brazilian Program on Conservation and Management on Inland Waters: a summary of the discussions. **ACTA Limnologica Brasiliensia**, **1994**. p. 199-209.

BELL, J. B., ELLIOTT, G. E., SMITH, D. W. Influence of sewage treatment and urbanization on selection of multiple resistance in fecal coliform populations. **Appl. Environ. Microbiol.**, **46**: 227-232, 1983.

BEYRUTH, Z. **Estudo ecológico sanitário de um lago marginal ao Rio Embu-Mirim, Itapeirica da Serra, São Paulo, e ensaio sobre a possibilidade de utilização da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. Como indicadora de poluição**. São Paulo, 1989. 272 p. [Dissertação de Mestrado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo].

BEYRUTH, Z. Fitoplâncton em lagos do Parque Ecológico do Tietê, São Paulo, 1986 - 1987. Estudo para reabilitação. **Rev. SABESP.**, **17**: 5-10, 1993.

- BONDE, G. J. Bacterial indicators of water pollution. **Adv. Aquat. Microbiol.**, 1: 2730-364, 1977.
- BONETTO, C. A. Los sedimentos en el ciclo bigeoquímico de los nutrientes. In: LOPRETTO, E. & TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio**. La Plata, Argentina. Tomo I, p. 57-64, 1995.
- BRANCO, C. W. C. **A comunidade fitoplantônica e a qualidade da água no Lago Paranoá - Brasília, D. F., Brasil**. 332p, 1991. (Dissertação de Mestrado - Departamento de Ecologia da Univ. De Brasília).
- BRANCO, S. M. Biologia dos rios Biritiba, Jundiaí e Taiassupeva. Previsão e sugestões sobre futuros problemas hidrobiológicos decorrentes do represamento. **Rev. DAE**, 39: 71-4, 1960.
- BRANCO, S. M. Biologia das represas do Alto Cotia. I: Influência da cor das águas na população algológica das represas Pedro Beicht e da Cachoeira da Graça. **Rev. DAE**, 22: 51-5, 1961.
- BRANCO, S. M. **Sobre a utilização de microrganismos flagelados como indicadores de poluição**. São Paulo, 1964. 118 p. [Tese de Livre Docência - Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Univ. de São Paulo].
- BRANCO, S. M. Estudo das condições sanitárias da represa Billings. **Arq. Fac. Hig. Saúde Pública, Universidade de São Paulo**, 20: 57-86, 1966.
- BRANCO, S. M. Análise de Alguns Aspectos e Soluções prováveis para o Lago Paranoá. **Rev. DAE**, 26: 38-48, 1975.
- BRANCO, S. M. Usos múltiplos I: conservação de represas e abastecimento de água potável. In: **REUNIÃO SOBRE ECOLOGIA E PROTEÇÃO**

- DE ÁGUAS CONTINENTAIS.** São Carlos, São Paulo, OEA / UNESCO / MAB, 1981. **Anais.** P. 111-6.
- BRANCO, S. M. **Limnologia sanitária, estudio de la polución de aguas continentales.** Washington D. C., Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, 1984. 120p., (Monografia N° 28).
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.** Ed. 3a. São Paulo, CETESB / ASCETESB, 1986. 640p.
- BRANCO, S. M.; BRANCO, W. C.; LIMA, H. A. S.; MARTINS, M. T. Identificação e importância dos principais gêneros de algas de interesse para o tratamento de águas e esgotos. **Rev. DAE, São Paulo, 24:** 39-76, 1963.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas.** São Paulo, Edgard Blücher, CETESB, 1977.
- BROCK, T. D. **Biology of microorganisms.** Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 1984.
- CABELLI, V. J. Indicators of recreational water quality. In: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J., eds. **Bacterial Indicators / Health Hazards Associated with Water.** Philadelphia, ASTM, 1977. P. 222-238.
- CAIRNCROSS, S. Control of enteric pathogenic indeveloping countries. In: **Enviromental Microbiology.** Ed: Ralph Michel Willey Liss. New York. 410 p. 1993.
- CEBALLOS, B.S.O. **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido.** (1995), São Paulo, SP. 192 p. (Tese de Doutorado - Instituto de Ciências Biomédicas II - USP, SP).

- CEBALLOS, B. S. O. ; KONIG, A. **Manual de Técnicas de Laboratório**. UFPB. CCT. CAMPUS II. Pró-Reitoria de Assuntos do Interior. Departamento de Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. AESA. 1996.
- CEBALLOS, B. S. O. ; KONIG, A.; DINIZ, C. R.; WATANABE, T.; MISHINA, S de V. Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos. **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES**, Foz do Iguaçu, PR. 14-19/08/1997.
- CEBALLOS, B. S. O. ; KONIG, A. ; LOMANS, B. ; ATHAYDE, A. B.; PEARSON, H. W. Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation . **Water Science Technology**, vol. 31, nº 12, p. 267 – 273, 1995a.
- CEBALLOS, B. S. O. ; LIMA, E. O.; KONIG, A. ; MARTINS, M. T. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeasts in freshwater at the semi-arid tropic Northeast region in Brazil (Paraíba state). **Rev. Microbiol. April-june, 26(02)** 90-100, 1995b.
- ☉ CEBALLOS, B. S. O. ; NÓBREGA, C. C. ; KONIG, A. ; ARAÚJO, A. M. Indicadores biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no nordeste do Brasil (Campina Grande – Pb). **17º Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental . Natal / RN – 1993**. p. 556 – 569.
- CLARK, D. I.; MILNER, B. B.; STEWART, M. H.; WOLFE, R. I.; OLSON, B. H. Comparastive study of comercial 4-methylumbelliferyl- β -D-glucoronide preparations with standadrd methods membrane filtration fecal coliform test for the detection of Escherichia coli in water samples. **Microbiology**, may: 1528-1534, 1991.
- CLAUSEN, E. M.; GREEN, B. M.; LITSKY, W. Fecal streptococci indicators

of pollutions. In: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J., eds. **Bacterial Indicators / Health Hazards Associated with Water**. Philadelphia, ASTM, 1977, p.247-264, (Special Technical Publication 635).

COHEN, J. & SHUVAL, H. I. Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution. **Water, Air e Soil Pollution**, 40: 85-95, 1973.

COSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 20 - 18 de Junho de 1986. Ministério da Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. 2ª ed., SEMA, Brasília, DF. 98 p.

CONZONNO, V. H. Produccion primaria del fitoplancton. In: LOPRETTO, E. & TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio**. La Plata, Argentina. Tomo I, p. 113-118, 1995.

DE OLIVEIRA, R. B. **Indicadores de Poluição e Taxonomia de Leveduras Isoladas do Estuário do Rio Paraíba do Norte, João Pessoa, PB**. 1990.329 p. [Tese de Doutorado, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ].

☛ DINIZ, C. R., **Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários utilizados para Consumo Humano**. 143 p. 1994 [Dissertação de mestrado UFPB - CCT- Campina Grande].

DUFOUR, A. P. *Escherichia coli*: The Fecal Coliform. In: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J., eds. **Bacterial Indicators / Health Hazards Associated with Water**. Philadelphia, ASTM, 1977, p.48-58, (Special Technical Publication 635).

DUTKA, B. J. Coliforms are inadequate index of water quality. **J. Envir. Health**, 36: 39-46, 1973.

- EDBERG, S. C. Rapid, specific, defined substrate Technology for simultaneous detection of total coliforms and *Escherichia coli*. **International Journal**. V.3: 564-580, 1980.
- EDWARDS, P. R. & EWING, W. H. **Identification of Enterobacteriaceae**. 4. Ed. New York. Elsevier Science Publishing Co., 245 p. 1986.
- EHRlich, P. R. & EHRlich, A. H. **População, Recursos, Ambiente. Problemas de Ecologia Humana**. São Paulo, Polígono, 1974. 509p.
- ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. **Federal Register**, 57: 24744-24747, 1992.
- ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process Design Manual for Nitrogen Control**. Washing D. C., EPA, 1975. 395p.
- ESTEVEs, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência / FINEP, 575p. 1988a.
- ESTEVEs, F. A. Aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. **Acta Limnol. Bras., São Paulo**, 2: 3-29, 1988b.
- ESTEVEs, F. DE A. ; AMORIM, J. C. ; CARDOSO E. L. E. ; BARBOSA F. A. R. C. Caracterização Limnológica Preliminar da Represa de Três Marias (MG) com Base em Alguns Parâmetros ambientais Básicos. **Rev. Ciência e Cultura**, 37 (4): 608-617, 1985.
- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. **Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management**. New York, John Wiley & Sons, 501 p., 1983.
- FUJIOKA, R.; HASHIMOTO, H. H.; SIWAK, E. B.; YUNG, R. H. F. Effect of sunlight on survival of indicators bacteria in sea water. **Appl. Environ. Microbiol.**, 41: 690-696, 1981.

GELDREICH, E. E. The use and abuse of fecal streptococci in water quality measurements. In: **Proceedings of the First Microbiol. Seminar on Standardization of Methods**, U.S. EPA.

GELDREICH, E. E. Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment. **Water Pollut. Cont. Publ.**, **20**: 122-30, 1966.

GELDREICH, E. E. Microbiology of water. Literature Review. **J. Wat. Pollut. Control Fed.**, **48**: 1355-1371, 1974.

GELDREICH, E. E. & KENNER, B. A. Concepts of fecal streptococci in stream pollution. **J. Water Pollut. Control. Fed.**, **41**: 336-352, 1969.

GELDREICH, E. E.; NASH, H. D.; REASONER, D. J.; TAYLOR, R. H. The necessity of controlling bacterial populations in potable waters. Community water supply. In: **Amer. Water Works Ass.**, **64**: 596-602. 1972.

GHASSEMI, F.; JACKEMAN, A. J.; NIX, H. A. **Salinization of land and water resources**: human causes, extent, management and case studies. Canberra: Center for Resources and Environmental Studies / The Australian Nacional University, 1995, 526p.

⇒ GIANI, A.; PINTO-COELHO, R. M.; OLIVEIRA, S. J. M.; PELLI, A. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, M.G., Brasil). **Ciênc. Cult., São Paulo**, **40**: 69-77, 1988.

GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. **Limnology**. McGRAW-HILL, New York, USA. 464p. 1983.

GOLTERMAN, H. L., Quantifying the eutrophication process: difficulties caused, for example, by sediments. **Progr. Water Techn.** **12**: 63-80, 1980.

- GRABOW, W. O. K. South African experience on indicator bacteria, *Pseudomonas aeruginosa*, and R+ coliforms in water quality control. In: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J., eds. **Bacterial Indicators / Health Hazards Associated with Water**. Philadelphia, ASTM, 1977, p.168-181, (Special Technical Publication 635).
- GUERRA, A. T. **Recursos naturais do Brasil**. 2 ed. Rio de Janeiro. IBGE, 1976. 220p.
- GUERRA, P. B. **A Civilização da Seca**. Ministério do Interior, DNOCS, Fortaleza, CE. 1981. 324 p.
- GUIMARÃES JR., C.; ROMANINI, P. U.; FONTANA, S. C.; GIRARDI, L.; TORLONI, C. E.; SHIMIZU, G. Y.; JULIANO DE CARVALHO, M. A. **Caracterização limnológica preliminar do reservatório da UHE Mário Lopes Leão, Promissão, São Paulo**. São Paulo, CESP, 45 p., 1990. (Coleção Ecossistemas Aquáticos 004).
- GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J. **Limnology**. New York Mc Graw-Hill, 1983. 411p.
- GOULDER, R.; BLANCHARD, A. S.; SAUDERSON, P. L.; WRIGHT, B. Relationships between heterotrophic bacteria and pollution in an industrialized estuary. **Water Res.** **14**: 591-601.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. **Atlas geográfico do estado da Paraíba**. João Pessoa, Paraíba, secretaria do Estado da Paraíba / UFPB, 1985. 100p.
- HENRY, R. & CURI, P. R. Influência de parâmetros climatológicos sobre alguns fatores da água na represa do Rio Pardo (Botucatu, São Paulo). **Rev. Bras. Biol.**, **41**: 299-306, 1981.
- HENRY, R. & LOPES, C. A. M. Estudos ecológicos na represa do Rio Pardo

(Botucatu, SP, Brasil). III. "Standing stock" variação anual e distribuição vertical de bactérias, coliformes e *Escherichia coli*. **Biológico** 44: 183-188, 1978.

HINO, K. **Análise quantitativa do microfitoplâncton da Represa do Lobo ("Broa"), São Paulo-SP**. São Carlos, S.P., 1979, 119 p. [Dissertação de mestrado - Depto. De Ciências Biológicas da Univ. Federal de São Carlos].

HINO, K.; SIMONATO, A. D.; HATANAKA, T. Preliminary limnological study in Monjolinho reservoir. **Ciênc. Cult., São Paulo**, 36: 1402-1407, 1984.

HOADLEY, A. W. Potencial health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa* in water. In: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J., eds. **Bacterial Indicators / Health Hazards Associated with Water**. Philadelphia, ASTM, 1977. P. 80-114.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology: introduction to lake biology and limnoplankton**. London, John Wiley & Sons, 1967. V. 2, 1115p.

IDE, C. N.; LASTORIA, G.; GONDA, J.; RONDON, M. A. C.; POLIZER, M. Avaliação do sistema de tratamento de esgoto e implicações na qualidade da água superficial em Bonito - MS. **19º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária**. ABES. Foz do Iguaçu, PR. 14-19/09/1997.

KABLER, P. W.; CLARK, H. F.; GELDREICH, M. S. Sanitary significance of coliform and fecal coliform organisms in surface water. **Public Health Reports** V. 79, nº 1, 58-60, 1964.

KAWAI, H.; FUKUNDA, F.; BRANCO, W.C.; ROCHA, A. A. Redução de

organismos coliformes, nas bacias dos Rios Piracicaba e Jundiá.

- KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Rio de Janeiro. Ministério da Agricultura / Serviço de Informações Agrícolas, 1944. 29 p. (Série didática).
- LACERDA, L. D. De. Conservação e manejo de águas interiores. **Rev. Ciência Hoje**. V.19, nº 110, p. 18-19, 1995.
- LARAQUE, A. **Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste Brésilien semi-aride. Evolution et previsions pour un usage en irrigation**. Montpellier, 1991. 353 p. [These de Doctorat - Université de Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc, France].
- LARSSON, U.; HAGSTROM, A. Phytoplankton exudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria. **Mar. Biol.** 52: 199-206, 1979.
- LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, C.; CRUZ, J. A.; FONTANA, S. C. Aspectos limnológicos do reservatório da usina hidrelétrica de Ibitinga-SP: séries do nitrogênio e do fósforo. **3º Congresso de Ecologia do Brasil, Brasília**. 06-11/10/1996.
- MAIER, M. H. & TAKINO, M. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. V. Tipificação através de fatores abióticos e clorofila "a". **BOL. Inst. Pesca**, 12: 103-122, 1985.
- MANAFI, M.; KNEIFEL, W.; BASCOMB, S. Fluorogenic and chromogenic substrates used in bacterial diagnostics. **Rev. Microbiol. Sept.** 335-348, 1991.
- MARA, D. D. & ORAGUI, J. I. Sorbitol-fermenting bifidobacteria as specific indicators of human faecal pollution. **J. Appl. Bacteriol.**, 55: 349-357, 1983.

- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona, ed. Omega S.A., 1983, 1010p.
- MARGALEF, R. **Características de las aguas de represa como indicadores del estado de los ecosistemas terrestres de las respectivas cuencas**. In: Reunión sobre Ecología e Protección de Aguas Continentales. São Carlos, São Paulo, OEA/UNESCO/MAB-USP, 1981, **Anais**, p.39-109.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona, ed. Omega S.A., 1986. 1030 p.
- MATSUMARA - TUNDISI, T.; HINO, K.; ROCHA, O. Características limnológicas da Lagoa do Taquaral (Campinas, SP) - um ambiente hipereutrófico. In: **Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - SBPC. São Paulo, Vol. 38, nº 3** , março, 1986.
- MARIÑELARENA, A. J. & MARIAZZI, A. A. Bacteriologia acuática. In: LOPRETTO, E. & TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio**. La Plata, Argentina. Tomo I, p. 79-83, 1995a.
- MARIÑELARENA, A. J. & MARIAZZI, A. A. Cuantificación de bacterias heterótroficas viables. In: LOPRETTO, E. & TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio**. La Plata, Argentina. Tomo I, p. 85-91, 1995b.
- MARUELLI, M. H.; EMERIC, R. H. S. L.; CAVALCANTE, C. G. B. RUTKOKOWSKI, E.; CRUZ SALES, M. E. DE; SEGUNDO, S. M. A.; FORATTINI, G. D.; PERA, R. H.; CASTRO, I. Bases para um manejo racional de reservatórios. In: **Limnologia e manejo de represas**. Ed. TUNDISI, J. G. M., São Paulo, Academia de Ciências, V. 1, p. 255-285, 1988.
- MCFETERS, G. A. & STUART, D. G. Survival of coliform bacteria in natural

waters: field and laboratory studies with membrane-filter chambers.
Appl. Microbiol., 24: 805-811, 1972.

MELO, H. A. R. & CHACON, J. O. Exame biológico do Açude Público "Soledade" (Soledade, PB), Brasil. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas**, 34: 3 - 25, 1976.

MERCANTE, C. T. J.; BICUDO, C. E. M. Variação espacial e temporal de características físicas e químicas na Açude do Jacaré, Mogi Guaçu, estado de São Paulo. In: **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 8: 75-101, 1996.

MOLLE, F.; CADIER, E. **Manualdo pequeno açude**. UDENE / ORSTOM, 1992, 521 p.

NECCHI JR. O., BRANCO, L. H. Z. & BRANCO, C. C. Z. Análise Nictemeral e Sazonal de Algumas Variáveis Limnológicas em Riacho no Noroeste do Estado de São Paulo - **Acta Limnológica 1996.**, p. 49-54.

NORUSIS, M. J. **SPSS/PC+ for the WINDOWS 95**. SPSS Inc Chicago, Illinois, 1992. V.1, 236 p.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 4ª ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1971. 927p.

OLIVEIRA, R. E. **Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica numa série de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto, tratando esgotos domésticos em região de clima tropical**. 86 p. 1995. [Dissertação de mestrado UFPB - CCT- Campina Grande].

ONGLEY, E. D. **Control of Water pollution from Agriculture**. GEMS/Water Collaborating Centre. Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Canada. 1996.102p.

- PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester, John Wiley & Sons, 1986. 301p.
- PÉREZ, P. F.; CONSTANZA, O.; GARRÉ, M.; MORELLI, I.; MARTÍNEZ, A.; VECCHIOLI, G.; PAINCEIRA, M. T. Aislamiento de *Escherichia coli* resistentes a antibióticos a partir de aguas del Río de la Plata. **Rev Argent. Microbiol.**, **25**: 7-14, 1993.
- PINTO COELHO, R. M. & GIANI, A. Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos da água no reservatório do Paranoá, Brasília, DF. **Ciênc. Cult., São Paulo**, **37**: 2000-2006, 1985.
- POI DE NEIFF, A. Descomposicion de la materia organica vegetal. In: LOPRETTO, E. & TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio**. La Plata, Argentina. Tomo I, p. 191-194, 1995.
- POLACHI, A. Guarapiranga: realidade e futuro. **Anais do 17º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, ABES**. 19-23/08/1993, p. 532-549.
- RHEINHEIMER, G. **Aquatic Microbiology**. ed 2a. John Wiley & Sons, New York, 237 p., 1980.
- RIVERA, I. N. G. & MARTINS, M. T. Bactérias enteropatogênicas no ambiente aquático. **Rev. Ciên. Farm.**, **64**, 1996.
- ROBERTS, S. Coliform bacteria from aquatic sources in Fiji. **J. Appl. Bacteriol.**, **73**: 263-268, 1992.
- ROCHA, A. A. **A limnologia, os aspectos ecológicos-sanitários e a macrofauna bentônica da represa de Guarapiranga na região metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 1976. 194 p. [Tese de

doutorado - Instituto de Biociências da Univ. De São Paulo].

ROCHA, A. A. Limnologia, recreação e pesca nas represas da CESP. Caderno Técnico. **Rev. Eng. Sanitária, Rio de Janeiro, V. 19, nº 3: 336-337, 1980.**

ROCHA, A. A. **A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da Represa Billings na região metropolitana de São Paulo. Uma contribuição a sua recuperação.** São Paulo, 1984. 166 p. [Tese de livre docência. Departamento de Súde Ambiental de Faculdade de Saúde Pública da Univ. De São Paulo].

ROCHA, A. A. Considerações sobre doenças em represas. **Rev. Saúde & Trabalho, 1(2): 120-32. 1987**

ROCHA, A. A. Hidrobiologia sanitária e saúde Pública em lagos do Parque ecológico do Tietê, Zona Leste, São Paulo - SP / Universidade de São Paulo. **1º Encontro de Docentes e Pesquisadores da USP sobre o Meio Ambiente.** Comissão de Estudos dos Problemas Ambientais, CEPA. 28-30/03/1988.

ROCHA, A. A. A ecologia das grandes cidades. Os efeitos da opção de uma grande cidade em favor da energia e contra o saneamento. **II Seminário Brasil-Alemanha. Meio Ambiente 2000.** 19-25/04/ 1989a.

ROCHA, A. A. Aspectos hidrobiológicos na avaliação impactos ambientais. **Curso Intensivo sobre Avaliação de Impacto Ambiental e Saúde Pública.** Faculdade de Saúde Pública, Departamento de Saúde Ambiental / USP. Organização Panamericana da Súde / OPS (OMS) outubro - novembro / 1989b.

ROCHA, A. A. & BRANCO, S. M. O nitrogênio e o fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na Represa Billings.

- Rev. DAE, 45:** 156-8, 1985.
- ROCHA, A. A. & BRANCO, S. M. A. Eutrofização e suas implicações na ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol. Bras., 1:** 201-242, 1986.
- ROCHA, A. A.; LIMA FILHO, R. A.; MEICHES, L. A. M. A. Qualidade sanitária das águas da Represa Billings - breves comentários sobre o aproveitamento para abastecimento público e irrigação. **Rev. DAE, V.46:** 171-176, 1985.
- RODIER, J. **L'analyse de l'eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer.** Ed Dunod, Paris, 5ª ed. Vol 1, 1975, 629p.
- SALEH, F. A., Untyped forms of faecal streptococci in egyptian sewage and Nile water. **Zbl. Bakteriol. Abt. II, 134:** 254-264, 1979.
- SANTOS, C. R.; REIS, R. S. Avaliação do grau de poluição do Riacho Cruz das Almas e suas implicações na balneabilidade da praia. **19º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.** ABES. Foz do Iguaçu, PR. 14-19/09/1997.
- SANTOS, E. A. **Correlação entre Parâmetros Microbiológicos, Químicos e Físicos em água do Mar Polído na Zona Litorânea do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro [Dissertação de Mestrado Inst. De Microbiologia / UFRJ], 125 p., 1980.
- SAWYER, C. N.; MACCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for enviromental engeneering.** 4ª ed., International Student Edition, Mac Graw - Hill Book Company, 1994. 658 p.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre, Universitária, 532p, 1884.
- SCHINDLER, D. W. & NIGHSWANDER, J. E. Nutrient supply and primary

- production in Clear lake, eastern Ontário. **J. Fish. Res. Bd. Canada** **27(11)**: 2009-2036, 1970.
- SILVA, M. A. V.; BRAGA, C.; AGUIAR, M. J. N.; NITZCHE, M. H.; SILVA, B. B.; VENTURA, E. **Atlas climatológico do Estado da Paraíba**. 2a. Ed., Campina Grande, Núcleo de Meteorologia Aplicada, Univ. Federal da Paraíba, 1987.
- SIOLI, H. **Amazônia. Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Rio de Janeiro, Vozes, 2a. Ed., 72 p. 1990.
- SNOW, J. **Sobre a maneira da transmissão do cólera**. 2a. Ed., São Paulo, HUCITEC-Abrasco, 249 p. 1990.
- SOUSA, C.L. DE L. **Isolamento e caracterização de *Escherichia coli*, de ambientes aquáticos protegidos, pelos perfis plasmidais e de resistência aos antibióticos, na Região Norte, Pará - Belém**, 149 p. 1996. [Dissertação de mestrado, Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goldi].
- SUSSMAN, M. *E.coli* in human and animal disease. In: **The virulence of *Escherichia coli*: reviews and methods**. London, Academic Press, p. 7-46, 1985.
- TALLING, J.F. & TALLING, I. B. The chemical composition of African lake waters. **Int. Rev. Ges. Hydroniol.**, **50**: 421-463, 1965.
- TEIXEIRA, A. Da R.; MAIZONAVE, C. R. M.; MORANDI, I. C.; JUNQUEIRA, I. C.; SOARES, P. R.; SOARES, P. R. Estudos das águas represadas na Lomba do Sabão. Volume III. In. **17^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 19-23/09/93, Vol. 2, tomo III**; promoção ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; realização ABES Seção Rio Grande do Norte Rio de Janeiro: ABES, 1993. 487-504.

- TOWNSEND, S. A. The relationships between *Salmonella* and faecal indicator concentrations in two pools in the Australian wet/dry tropics. **J. Appl. Bacteriol.**, **73**: 182-188, 1992.
- TRABULSI, L. R. **Microbiologia das Infecções Intestinais**, Livraria Atheneu, 134 p 1981.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMARA - TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: **Tundisi, J.G. ed. Limnologia e manejo de represas**. São Paulo, Academia de Ciências, 1988, v.1 p.165-203 (Série Monografias em Limnologia).
- TUNDISI, J. G. & MATSUMARA - TUNDISI, T. Limnology and eutrofication of Barra Bonita reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, **33**: 661-676, 1990.
- VIANA, E. M. **Parâmetros Microbiológicos e Físico-químicos na Represa Várzea das Flores, Região Metropolitana de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, Minas Gerais, 136 p. 1995(Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais).
- VIEIRA, R. H. S. F.; FAÇANHA, S. H. F., Parâmetros Físico-químicos e pesquisa de Coliformes totais, Fecais e *Vibrio parahaemolyticus* nas águas do rio Cocó, Fortaleza (CE), **Ciência Agrônoma, Fortaleza**, **25 (1/2)**; p. 24-31. 1994.
- VOLLENWEIDER, R. A. Eutrophication - A global problem. **Water Qual. Bull.** **6**: 59-62, 1981.
- VOLLENWEIDER, R. A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.**, **33**: 53-83, 1976.

- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1995 Vol 1. 240p.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.
- WATANABE, T., GADELHA, C. L. M.; PASSERAT-DE-SILANS, A.M. Análise Estatística da Relação Entre a Presença de Plantas Aquáticas e Parâmetros Físico-químicos da Água de Açudes. **Congresso Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, Foz de Iguaçu - PR, 1989**.
- WATANABE, T.; OLIVEIRA, R. B.; SASSI, R.; MELO, G. W.; GADELHA, C. L. MACHADO, V. M. N. Evidences of contamination caused by the sugar-cane monocultures and industry in water bodies of state of Paraíba, Northeast Brazil. **ACTA Limnologica Brasiliensia, 1994**. P. 85-101.
- WILLIAMS, P. J. L.; YENTSCH, C. S. An examination of photosynthetic production, excretion of photosynthetic products, and heterotrophic utilization of dissolved organic compounds with reference to results from a coastal subtropical sea. **Mar. Ecol. 35**: 31-40, 1976.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The international drinking water supply and sanitation decade: review of mid-decade progress (as at December, 1985)**. Geneva, WHO, 1987. 25 p.
- WRIGHT, S. Alguns dados da Física e da Química das águas dos Açudes Nordestinos. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas, 39**: 21 - 31; 1981a.
- WRIGHT, S. Da Física e da Química das águas do Nordeste do Brasil. II.

Cloretos e Carbonatos. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas, 39:**
33- 45, 1981b.

WRIGHT , S. Da Física e da Química das águas do Nordeste do Brasil. III.
Condições térmicas. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas, 39:**
47-60, 1981c.