

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

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

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES
DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS EM
CORPOS RECEPTORES NO ESTADO DA PARAÍBA**

CÍCERA ROBSTÂNIA LARANJEIRA DOS PASSOS

Campina Grande
Data: FEVEREIRO / 2011



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

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS EM CORPOS
RECEPTORES NO ESTADO DA PARAÍBA**

CÍCERA ROBSTÂNIA LARANJEIRA DOS PASSOS

**CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO, 2011**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS - CTRN
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS EM CORPOS
RECEPTORES NO ESTADO DA PARAÍBA**

CÍCERA ROBSTÂNIA LARANJEIRA DOS PASSOS

**CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO, 2011**

CÍCERA ROBSTÂNIA LARANJEIRA DOS PASSOS

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS EM CORPOS
RECEPTORES NO ESTADO DA PARAÍBA**

Dissertação apresentada ao curso de mestrado em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre.

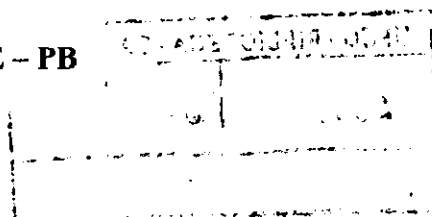
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

ORIENTADORES: Prof. Dra. ANNEMARIE KÖNIG

Prof. Dra. BEATRIZ S. O. DE CEBALLOS

**CAMPINA GRANDE – PB
2011**





FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

P289a Passos, Cícera Robstânia Laranjeira dos Passos
 Avaliação do Impacto Ambiental de Efluentes de Estações de
Tratamento de Esgotos em Corpos Receptores no estado da Paraíba / Cícera
Robstânia Laranjeira dos Passos. – Campina Grande, 2011.
 114 f.: il. col.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de
Campina Grande, Centro de Tecnologia em Recursos Naturais.

Orientadores: Prof.^a Dr.^a Annemarie König, Prof.^a Dr.^a Beatriz S. O.
Ceballos

Referências.

1. Impacto Ambiental. 2. Tratamento de Esgoto Doméstico. 3.
Reúso. I. Título.

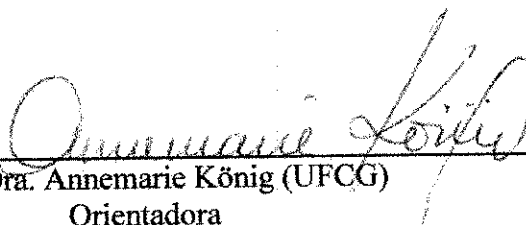
CDU 628.3⁰³³ (043)

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS EM CORPOS RECEPTORES NO ESTADO DA
PARAÍBA**

CÍCERA ROBSTÂNIA LARANJEIRA DOS PASSOS

Dissertação aprovada em: ____/____/____

COMISSÃO EXAMINADORA



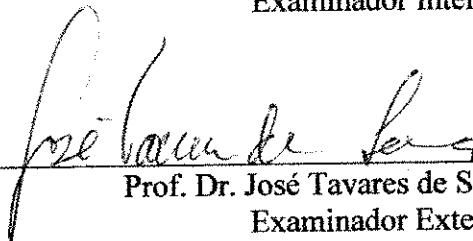
Profª. Dra. Annemarie König (UFCG)
Orientadora



Profª. Dra. Beatriz S. O. de Ceballos (UFCG)
Orientadora



Profª. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues (UFCG)
Examinador Interno



Prof. Dr. José Tavares de Sousa (UEPB)
Examinador Externo

**CAMPINA GRANDE – PB
2011**

*Dedico à Jarminho Leite Laranjeira (in
memorian) que torceste tanto por mim, mas
que não estará presente fisicamente para veres
a vitória.*

AGRADECIMENTOS

A Deus: "Eu encontrei um amor perfeito, um tesouro escondido..., seu valor é maior que tudo, nada poderá se igualar... te adorarei com todo meu ser, quando estou mais perto de ti, fortaleces o meu viver... te exaltarei com meu coração, majestade estou aqui para te render meu amor, minha gratidão... no mais profundo louvor a mais profunda gratidão a ti..." (Walmir Alencar).

Aos meus pais, Cícero Leite dos Passos e Rosileide Macelino Laranjeira, pelo apoio e amor depositados, e principalmente, por darem todo suporte para que chegasse até aqui. Em especial, a minha tia Marizete Macelino (in memorian), que juntamente com os meus pais, sempre acreditou em mim.

À Jarminho Leite Laranjeira (in memorian): "Vôa minha ave, vôa sem parar, viaja prá longe te encontrarei em algum lugar... mesmo sozinho sei que estás perto de mim, quando triste olho pro céu..., mas você partiu sem mim e sei que estás em algum jardim entre as flores..." (Blanch e Felipe Loeffler).

A minha irmã e meus queridos vizinhos (Cilene, Deda, Lis, Maria, Raimundo, Sousa, Thiago, Yarla, Yascara) que mesmo com a distância sempre me ajudaram diretamente ou indiretamente para superar as dificuldades impostas pela vida e perpetuar na caminhada da vida acadêmica.

A todos meus familiares e amigos que deixei por um tempo, mas que mesmo distantes se fizeram presentes me proporcionando a atenção e o carinho que muitas vezes precisei.

As professoras Annemarie König e Beatriz S. O. de Ceballos, pelo aprendizado e orientação em todas as fases do trabalho.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, na área de engenharia sanitária da UFCG, que com muita competência contrinuíram para a minha formação, aos professores Rui de Oliveira, Mônica Amorin, Paula Frassinetti, Márcia Ribeiro e Antônio Berto, os meus agradecimentos.

A banca examinadora, Prof^ª. Andréa Carla e ao Prof^º. José Tavares, por aceitarem fazer parte da construção deste trabalho.

Aos meus companheiros de curso e de convívio, Adriana, Cirlânio, Cleudivan e Willams, que tiveram a paciência e a vontade de junto comigo enfrentarmos uma busca constante de

conhecimento, e principalmente, pela amizade e companheirismo vivenciado nestes últimos dois anos, obrigada minha família paraibana.

A todos os colegas do programa de pós-graduação (PPGECA) pelo aprendizado uns com os outros.

A CAGEPA e a UACA pelo fornecimento dos dados, que contribuíram para construção deste trabalho.

Ao CNPQ, pelo apoio financeiro.

*“... não importa tanto o tema da tese quanto a
experiência de trabalho que ela comporta.”*

Umberto Eco

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	ix
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2 - OBJETIVOS.....	4
CAPÍTULO 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 O processo de urbanização.....	5
3.2 A poluição dos corpos d'água.....	9
3.2.1 Proteção dos mananciais.....	11
3.3 Acesso aos serviços de saneamento.....	13
3.3.1 Esgotamento sanitário.....	14
3.3.2 Iniciativas de ampliação dos serviços de saneamento.....	15
3.4 Impacto ambiental.....	16
3.5 Legislação ambiental, padrões de lançamento e de qualidade de corpo d' água.....	18
3.6 Contribuição das Lagoas de Estabilização no tratamento de águas residuárias.....	21
3.6.1 Caracterização das águas residuárias.....	21
3.6.2 Lagoas de Estabilização.....	22
3.6.2.1 Breve histórico de lagoas de estabilização.....	22
3.6.2.2 O sistema de lagoas de estabilização.....	23
3.6.3 Eficiência operacional das lagoas de estabilização.....	24
3.7 Reúso de efluentes na agricultura	26
3.7.1 Qualidade da água para uso na agricultura.....	27
3.7.2 Padrões da OMS.....	29
3.7.3 Modelo de Riverside para classificação de água para irrigação.....	30
CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
4.1 Aspectos geográficos e climatológicos dos municípios.....	33
4.2 Localização dos sistemas de tratamento.....	33
4.3 Descrição dos sistemas.....	35

Regional do Litoral.....	35
Regional do Brejo.....	37
Regional da Borborema.....	39
Regional Espinhares.....	41
Regional Rio do Peixe.....	42
Regional Alto Piranhas.....	42
4.4 Monitoramento, procedimento de coleta e preservação das amostras.....	43
4.5 Horário de realização das coletas.....	44
4.6 Variáveis analisadas.....	45
4.7 Análise estatística.....	46
CAPÍTULO 5 - ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.....	48
5.1 Análise dos aspectos climáticos dos municípios.....	48
5.2 Análise do desempenho das ETE's.....	52
5.2.1 Caracterização do afluente das ETE's monitoradas.....	52
DBO _{5,20}	52
DQO.....	53
SST.....	55
N-Amoniacal.....	55
PT.....	57
CTerm e Helmintos.....	58
5.2.2 Eficiência dos sistemas de tratamento.....	60
Remoção do material orgânico.....	60
DBO _{5,20}	60
DQO.....	62
SST.....	64
Remoção de nutrientes.....	65
N-Amoniacal.....	66
Nitrato.....	68
PT.....	68
CTerm e Helmintos.....	70
5.3 Análise do impacto do efluente final (EF) sobre o corpo receptor.....	72
5.3.1 Padrão de lançamento.....	72
5.3.2 Padrão do corpo receptor.....	76
pH.....	76
Cloretos.....	78

Turbidez.....	78
OD.....	79
DBO _{5,20}	79
CTerm.....	80
Amônia e PT.....	80
Clorofila "a".....	82
5.4 Qualidade da água para uso na irrigação.....	84
5.4.1 Valores de pH e concentrações de Amônia e PT.....	84
5.4.2 Classificação quanto à Salinidade e Sodicidade.....	85
5.4.3 Aplicação das águas receptoras no solo e vegetação.....	89
5.4.4 Demais parâmetros para restrição.....	89
DISCUSSÃO.....	91
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÃO.....	96
CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98

LISTA DE ABREVIÇÕES E SIGLAS

μg	-	Micrograma
ABNT	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	-	Alumínio
Ana	-	Lagoa Anaeróbia
ANA	-	Agência Nacional de Águas
Ana	-	Lagoa Anaeróbia
ANOVA	-	Análise de Variância
Ca^+	-	Cálcio
CAGEPA	-	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CE	-	Condutividade Elétrica
CEC	-	Comunidade Européia
CONAMA	-	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CT_{cm}	-	Coliformes Termotolerantes
CTRN	-	Centro de Tecnologia em Recursos naturais
DBO	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	-	Demanda Química de Oxigênio
EB	-	Esgoto Bruto
EE	-	Estação Elevatória
EF	-	Efluente Final
ETA	-	Estação de Tratamento de Água
ETE	-	Estações de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	-	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
g	-	Gramma
GEP	-	Atlas Geográfico do Estado da Paraíba
ha	-	Hectares
hab	-	Habitantes
ITB	-	Instituto Trata Brasil
Kg	-	Kilograma

L	- Litros
LF	- Lagoas Facultativa
log.	- Logarítmico
m	- Metros
mg	- Miligrama
Mg ⁺	- Magnésio
mm	- Milímetros
MO	- Matéria Orgânica
Na ⁺	- Sódio
NEPA	- National Environment Policy Act
N-NH ₃	- Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₃ ⁻	- Nitrato
°C	- Celsius
OD	- Oxigênio Dissolvido
OMS	- Organização Mundial de Saúde
PAC	- Programa de Aceleração do Crescimento
PB	- Paraíba
PET	- Plástico de Polietileno Tereftalato
PIB	- Produto Interno Bruto
Pop.	- População
PRODES	- Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas
PROSAB	- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PT	- Fósforo Total
RJ	- Rio à Jusante
RM	- Rio à Montante
SAR	- Razão de Adsorção de Sódio
SLE	- Sistemas de Lagoas de Estabilização
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis
SUDEMA	- Superintendência de Administração do Meio Ambiente
T	- Temperatura
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulica

U.N.	- Gerências Regionais ou Unidades de Negócio
UACA	- Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas
UFC	- Unidade Formadora de Colônia
UFCG	- Universidade Federal de Campina Grande
und.	- Unidade
VMP	- Valor Máximo Permitido
λ_s	- Taxa de Aplicação Superficial
λ_v	- Taxa de Aplicação Volumétrica

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

- Figura 3.1** - Diagrama de Riverside, modelo gerado pelo software Qualigraf (versão Beta)..... 32

CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS

- Figura 4.1** - Municípios do estado da Paraíba onde se localizam as ETE's monitoradas no período de 2000 a 2004..... 35
- Figura 4.2** - Representação esquemática da ETE de Mangabeira (João Pessoa- PB), destacando os Módulos I e II..... 37
- Figura 4.3** - Representação esquemática da ETE de Sapé (Sapé - PB)..... 38
- Figura 4.4** - Representação esquemática da ETE de Guarabira (Guarabira - PB)..... 39
- Figura 4.5** - Representação esquemática da ETE de Campina Grande (Campina Grande - PB)..... 40
- Figura 4.6** - Vista aérea da ETE de Patos (Patos - PB), em 10 de outubro de 2009..... 41
- Figura 4.7** - Vista aérea da ETE de Itaporanga (Itaporanga - PB), em 17 de agosto de 2004..... 42
- Figura 4.8** - Representação esquemática dos pontos de coletas na ETE e nos pontos RM e RJ em Campina Grande - PB..... 43

CAPÍTULO 5 - ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

- Figura 5.1** - Precipitação média acumulada para a série de 30 anos e para os anos de 2000 a 2004, nos municípios onde se encontram inseridos os corpos d'água e as ETE's monitoradas..... 49
- Figura 5.2** - Distribuição mensal dos dados de temperatura e insolação para os municípios de João Pessoa (a), Campina Grande (b), Patos (c) e Cajazeiras (d)..... 51
- Figura 5.3** - Concentração de DBO_{5,20} (a e b) e DQO (c e d), para as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a mai/2004, e as faixas reportadas pela literatura. 54
- Figura 5.4** - Concentração de SST (a e b) e amônia (c e d), para as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a mai/2004, e faixas citadas pela literatura..... 56

Figura 5.5	- Concentração de PT (a e b) e CTerm. (c e d), para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas na literatura.....	59
Figura 5.6	- Eficiências de remoção observada de DBO para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas de eficiências citadas na literatura para os respectivos sistemas.....	61
Figura 5.7	- Concentração de clorofila "a" no EF para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004.....	61
Figura 5.8	- Eficiências de remoção observada de DBO _{5,20} para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas de eficiências citadas na literatura para os respectivos sistemas.....	63
Figura 5.9	- Eficiências de remoção observada de SST para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixa de eficiência citada na literatura para os respectivos sistemas.....	65
Figura 10	- Eficiências de remoção observada Amônia (a), Nitrato (b) e PT (c) para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e eficiência citada na literatura.....	67
Figura 11	- Eficiências de remoção observada de CTerm para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004.....	71
Figura 12	- Padrões de lançamento para Temperatura (a), pH (b), DBO (c) e PT (d), segundo o preconizado pelas legislações vigentes.....	73
Figura 13	- Padrão de lançamento para Amônia segundo a Resolução CONAMA 357/05.....	76
Figura 14	- Concentrações observadas para pH (a), Cloretos (b), Turbidez (c), OD (d) no EF e nos pontos RM e RJ.....	77
Figura 15	- Concentrações observadas para DBO _{5,20} (a), CTerm (b), Amônia (c), PT (d) no EF e nos pontos RM e RJ.....	81
Figura 16	- Concentrações observadas para clorofila "a" no EF e nos pontos RM e RJ.....	83
Figura 17	- Classificação de Riverside para as águas dos corpos receptores após o lançamento do efluente das ETE's de Mangabeira (a), Cajazeiras(b), Guarabira (c) e Sapé (d).....	86
Figura 18	- Classificação de Riverside para as águas dos corpos receptores após o lançamento do efluente das ETE's de Itaporanga (a), Sousa (b), C.Grande (c) e Patos (d).....	88

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tabela 3.1 - Classificação de constituintes do esgoto bruto quanto à concentração.....	22
Tabela 3.2 - Concentrações típicas de DBO e DQO para regiões de clima quente.....	22
Tabela 3.3 - Concentração média e/ou variação da concentração DBO e DQO, observadas no esgoto bruto de alguns municípios no estado da Paraíba.....	22
Tabela 3.4 - Carga de DBO ₅ recomendada para definir a natureza de lagoas que recebem esgoto de regiões de clima quente.....	24
Tabela 3.5 - Faixa de concentração de efluentes de 43 sistemas australianos do estado de São Paulo e o reportado na literatura.....	26

CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela 4.1 - Dados físicos, geográficos e demográficos dos municípios do estado da Paraíba, monitorados no período de 2000 a 2004.....	34
Tabela 4.2 - Dados climatológicos dos municípios contemplados no estudo.....	34
Tabela 4.3 - Características físicas, operacionais e gerais de projeto das ETE's do estado da Paraíba - Brasil.....	36
Tabela 4.4 - Configuração de projeto das ETE's monitoradas no período de 2000 a 2004.....	43
Tabela 4.5 - Horário de realização das coletas nas ETE's e nos corpos d'água receptores, nos pontos RM e RJ, durante o monitoramento realizado de ago/2000 a mai/2004.....	45
Tabela 4.6 - Variáveis analisadas, métodos analíticos empregados e referências.....	46

CAPÍTULO 5 - ANÁLISE E APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Tabela 5.1 - Divisão dos períodos de seca e chuva para o período experimental e a precipitação acumulada observada em cada período, nos municípios em estudo.....	50
Tabela 5.2 - Valores medianos e resumo da análise de variância para as variáveis de DBO e DQO, destacando as ETE's que apresentaram as menores e maiores eficiências.....	62
Tabela 5.3 - Valores medianos e resumo da análise de variância para a SST, destacando as ETE's que possuem lagoas facultativas primárias.....	65

Tabela 5.4	- Valores medianos e resumo da análise de variância para as variáveis de Amônia, Nitrato e PT destacando as ETE's que apresentaram as menores e maiores eficiências.....	68
Tabela 5.5	- Valores médios e resumo da análise de variância para as variáveis de Cloretos, Turbidez e DBO _{5,20} , destacando as ETE's que apresentaram as menores e maiores eficiências.....	78
Tabela 5.6	- Valores médios e resumo da análise de variância para as variáveis de Amônia e PT de todas as ETE's monitoradas.....	82

RESUMO

O comprometimento na qualidade da água de inúmeros mananciais vem agravando o problema da escassez, tornando mais caros os custos de tratamento e obtenção de água de qualidade. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de 08 (oito) estações de tratamento de esgoto (ETE's) doméstico, localizadas nos municípios de João Pessoa, Sapé, Guarabira, Campina Grande, Patos, Itaporanga, Sousa e Cajazeiras – estado da Paraíba e, avaliar o impacto ambiental causado por estes na qualidade da água dos respectivos corpos receptores. O período experimental iniciou-se em ago/2000 e foi concluído em mai/2004 com coletas mensais de amostras do EB, EF, e do corpo receptor nos pontos RM e RJ do lançamento do EF. Variáveis físico-químicas e microbiológicas foram coletadas para análise operacional dos sistemas monitorados, estes posteriormente foram submetidos a tratamento estatístico. Os dados dos EF's e dos corpos receptores foram ainda analisados de acordo preconizado pela legislação, tanto para lançamento como para qualidade do corpo receptor. Para a verificação da possibilidade de aplicação da água (RJ) no uso da irrigação, foi utilizado um software específico, o Qualigraf (versão Beta). Nas ETE's observou-se uma excessiva proliferação de algas nas LF's que influenciaram na determinação da eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, assim, como a presença de aguapés na ETE de Itaporanga que influenciou na determinação da eficiência. O período chuvoso contribuiu para a diminuição do desempenho dos sistemas, no que se refere a eficiência de DBO e DQO, estes também receberam interferência da biomassa algal. A taxa de remoção de nutrientes para as formas de nitrogênio amoniacal e PT foram muito baixas, com algumas exceções, não ultrapassou 60% e 37% de eficiência, respectivamente. Conseqüentemente, a concentração de nutrientes lançada não foi compatível com os padrões para lançamento do CONAMA 357/08 e COPAM 301/88. Contudo, as ETE's operaram de acordo com a configuração pelo qual foram projetadas. Pode-se observar também que a qualidade das águas dos corpos receptores estavam muito comprometidas e, com a disposição do EF agravou-se o grau de poluição hídrica; para algumas variáveis houve uma diluição após a disposição do EF, promovendo diminuição concentração destes no corpo aquático. Os corpos receptores monitorados apresentaram águas com condições propícias para o reúso irrestrito que pode contribuir para a proteção ambiental e produção de alimentos.

ABSTRACT

Impaired water quality of many surface water bodies has aggravated the problem of scarcity and raises the treatment cost to produce water with potable quality for human consumption. This study aimed to evaluate the efficiency of 08 (eight) sewage treatment plants (STP's) in the municipalities of Paraíba State (João Pessoa, Sapé, Guarabira, Campina Grande, Patos, Itaporanga, Sousa and Cajazeiras) and the environmental impact caused by those final effluents discharges on the quality of receiving water -bodies. The experimental period comprised the period from ago/2000 to may/2004 with monthly collections of samples of raw sewage (RS), final effluent (FE), up and downstream Physical, chemical and microbiological variables were analyzed in the water samples to monitoring and characterize the STP's. Data base were submitted to statistical analysis. The results for both final effluent quality and the receiving body water quality were compared to Brazilian legislation. In order to evaluate it possible utilization in crop irrigation the software - Qualigraf (Beta) was applied on data water quality from downstream sampling point. Algae blooms were frequent in facultative ponds with direct effects on BOD, COD and TSS, as well as water hyacinth in Itaporanga STP with positive influence on treatment efficiency. The rainy season contributed to decrease the STP's performance specially on BOD and COD efficiency but algae biomass have also interfered on the results. Ammonia and total phosphorous removal rates were low, with some exceptions, not exceeding 60 and 30% efficiency, respectively. Consequently, the nutrients concentration discharged in superficial water bodies was not compatible with the Brazilian standards of CONAMA 357/08 and 301/88 COPAM. However, the STP's performance was in accordance to the original designed configuration. The receiving water quality bodies were heavy polluted already at upstream sampling point and worsened at downstream because the effect of the final effluent discharge (increased water pollution degree). For few variables there was a decrease in the water body concentration due a dilution effect of final effluent discharge. The receiving water bodies presented a good potential for water reuse unrestricted, particularly for crop irrigation and can contribute for food production.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A escassez de água tem sido uma preocupação em escala mundial. No entanto, a crise, de alguma forma, é um problema de gerenciamento (VILLIERS, 2002). Em nível global, não há propriamente uma escassez hídrica, mas uma má distribuição espacial e temporal que, somada à distribuição irregular das chuvas e da população, fazem que algumas regiões sofram permanentemente com a falta desse recurso.

A queda no nível da qualidade dos corpos aquáticos tem como consequência o comprometendo de sua biota, a diminuição das fontes de água passíveis de serem potabilizadas para o consumo humano, a diminuição do valor paisagístico de um lugar dificultando o turismo e afetando seriamente o ambiente. Dentre os principais usos que modificam a qualidade dos corpos aquáticos destacam-se os usos doméstico (descargas de sanitários, lavagem de roupas e utensílios domésticos), pastoril, recreacional, piscicultura, agrícola e usos em processos industriais (ESTEVES, 1988). A necessidade de criar barreira para preservar os recursos hídricos e o ambiente em geral e evitar a transmissão de doenças de veiculação hídrica impulsionou o desenvolvimento de processos de tratamento de esgotos, que visam a minimização dos efeitos adversos ocasionados no ambiente pela descarga de dejetos “in natura”.

A maioria dos países desenvolvidos já conseguiu superar problemas básicos de poluição aquática e encontra-se em fase de refinamento quanto ao controle de micro poluente, assim como de redução do impacto de poluentes em ecossistemas sensíveis (OLIVEIRA, 2006). A situação é bastante diferente na maioria dos países em desenvolvimento, onde cerca de oitenta a noventa por cento dos efluentes domésticos e industriais gerados são lançados nos corpos d'água (UNWATER, 2010). No estado da Paraíba (Brasil), em municípios de pequeno e médio

porte situados na região semiárida, os tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo constituem o principal método de tratamento dos esgotos domésticos, sendo, algumas vezes seguidos de filtro anaeróbio (SILVA *et al.*, 2009). Estudos realizados por Ceballos *et al.* (1993a, 1993b e 1995), no estado da Paraíba revelam concentrações de coliformes termotolerantes ou fecais de 10^4 - 10^7 UFC/100ml em águas de rios do sistema de macrodrenagem urbana que recebiam esgotos, dos quais foi isolado *V. cholerae*, mostrando a preocupação existente quanto as doenças de veiculação hídrica (MAYER *et al.*, 1998).

Mesmo tratados, os efluentes podem conter concentrações mais ou menos elevadas de material orgânico e nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo), que podem sobrecarregar os corpos d'água receptores acima de sua capacidade suporte ou de autodepuração, ou seja, quando o lançamento de cargas poluidoras passam a ser superiores a aquelas que o corpo aquático é capaz de assimilar, a comunidade aquática sofre alterações bastantes significativas (BRANDÃO, 1982; HOEPPNER, 2007). O impacto ambiental do lançamento de efluentes de ETE's municipais tornou-se motivo de grande preocupação para a maioria dos países, em que desde o início dos anos 80, diversos países vêm estabelecendo padrões de lançamento de efluentes mais exigentes (OLIVEIRA e GONÇALVES, 1999).

Os sistemas de lagoas de estabilização (SLE) constituem processos de tratamento biológico altamente difundido no mundo. São reconhecidos pela sua excelente remoção, dentre outros parâmetros, de microorganismos fecais, sendo, portanto propícias ao tratamento de águas residuárias quando o reúso na agricultura é considerado (ATHAYDE Jr. *et al.*, 2003). Esta alternativa de tratamento é reconhecida pela OMS como uma das mais apropriadas para o tratamento dos esgotos seguido do reúso de águas residuárias na agricultura. Tais sistemas são bastante atrativos, principalmente, em países onde a disponibilidade de área não é fator limitante e em regiões de clima quente. Os SLE's se caracterizam por apresentar baixo custo de implantação e grande facilidade operacional, e quando o projeto do sistema é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção, apresenta resultados satisfatórios em termos de qualidade do efluente.

A adoção do reúso de efluentes de estações municipais de tratamento de esgoto tornou-se importante instrumento para os planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos, pois além da redução do desperdício, o reúso tem a capacidade de reduzir a emissão de poluentes aos corpos hídricos. O reúso planejado de águas residuárias corresponde ao uso de efluentes, tratados ou não, para fins benéficos, tais como irrigação, uso industrial e fins urbanos não-potáveis (WEBER *et al.*, 2010). No nordeste brasileiro a precipitação pluviométrica varia

consideravelmente, onde o sucesso das culturas depende da regularidade e quantidade das chuvas, onde a maior parte da população sobrevive da agricultura. A agricultura irrigada é a atividade humana que demanda maior quantidade de água (70% das águas utilizadas) e, portanto, a substituição de parte da água alocada para irrigação, por águas residuárias tratadas, poderia atenuar nos principais problemas dessa região.

Dentro desse contexto, sentiu-se a necessidade de avaliar se as descargas de efluentes provenientes de ETE's municipais do estado da Paraíba comprometem a qualidade da água dos corpos receptores. Os resultados da avaliação podem auxiliar na implantação de medidas para aumentar a eficiência dos sistemas, além de sugerir o uso em atividades menos exigentes de qualidade, como a irrigação restrita.

Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de 08 (oito) estações de tratamento de esgoto (ETE's) doméstico do estado da Paraíba e o impacto ambiental causado pelos lançamentos dos efluentes finais na qualidade da água dos corpos aquáticos receptores.

Objetivos Específicos

- Avaliar as eficiências de oito (08) ETE's do estado da Paraíba que usam lagoas de estabilização como método de tratamento, através de monitoramento sistemático de variáveis físicas, químicas e microbiológicas;
- Analisar, nos períodos de seca e chuva, a qualidade dos efluentes finais e dos respectivos corpos receptores;
- Identificar o impacto da descarga do efluente final sobre o corpo receptor;
- Analisar a viabilidade do reúso (indireto) da água do corpo receptor a jusante do lançamento para irrigação.

3.1 O processo de urbanização e saneamento

A relação da humanidade com os corpos d'água data de tempos imemoriais, pode-se dizer que desde as origens do homem. De fato, o mesmo ocorreu com todas as formas de vida. A grande transformação na forma da relação do homem com a água provavelmente se remonta a 10 mil ou 15.000 anos atrás, quando surgiu a revolução na agricultura: o ser humano muda a vida nômade pela sedentária e vai abandonando a caça, característica das primeiras comunidades humanas para obter alimentos e principal fonte de sustento até então. O homem iniciou o cultivo das primeiras culturas irrigadas e a domesticação de animais levou à criação dos rebanhos em semiconfinamento e depois, ao confinamento. A renúncia ao nomadismo e a busca por novas fontes de abastecimento que ele podia controlar, culminaram favorecendo o processo de colonização de grande parte do planeta às margens dos principais cursos d'água. Alguns autores (JORDÃO e PESSÔA, 2005; PHILIPPI Jr., 2005) acrescentam que o instinto e a necessidade de estar próximo à fonte de energia (água), conduziram a essa fixação nas proximidades dos corpos d'água.

Os primeiros povoados, que posteriormente constituíram as grandes civilizações das cidades da Mesopotâmia (localizadas na bacia aluvial dos rios Tigre e Eufrates), Egito (às margens do rio Nilo), grego-romana (ambas localizadas na bacia do Mediterrâneo) e às do Extremo Oriente (próximas aos rios do Himalaia), eram delimitadas por rios e canais que facilitavam o transporte das matérias primas e o escoamento dos produtos. As cidades européias da Idade Média também se localizaram e cresceram junto aos corpos d'água, como é caso de Londres junto ao Tâmis; Nuremberg, na Alemanha, próximo ao rio Pegnitz; Paris, junto ao Sena; Viena e Budapeste próximas ao Danúbio e Veneza, localizada em plena laguna e comunicada por vários canais que convergem para desembocar no mar aberto.

No período medieval a Europa teve um grande crescimento urbano que originou a maioria das aglomerações modernas. O crescimento da cidade medieval efetuou-se de maneira linear, ao longo de uma estrada ou rio, ou então atraída por um núcleo urbano ou por um edifício como um castelo, um monastério ou uma igreja; surgindo assim aglomerações circulares, onde as populações se sentiam mais seguras e de fato de protegiam melhor, e sempre tinham um corpo de água por perto.

Em torno do século XIII, a idéia geral de que a cidade deveria estar sempre em condições de segurança de abastecimento, estimulou e acelerou a construção de poços e cisternas dentro dos muros dos castelos, das igrejas e dos conventos sem evoluir significativamente a maneira de administrar as águas. O possuir a própria água atrás dos muros deu-se pela idéia de que o transporte de uma água distante poderia ser facilmente cortada ou envenenada pelo inimigo. Por sua vez, a água dentro dos conglomerados populacionais era muito solicitada (alta demanda) e foi uma das causas que explica a perda de hábitos de higiene desses agrupamentos humanos que constituíram as metrópoles em desenvolvimento e que tiveram nos séculos seguintes enormes crescimento. A primeira medida de higiene coletiva ou de saneamento foi à proibição do lançamento de excretas humanas em drenos e galerias pluviais, contudo teve um fim contrário ao desejado: resultou na disposição desses dejetos nas ruas, onde ficavam expostos até que ocorresse o seu carregamento pelas águas da chuva, conduzindo-os ao curso d'água mais próximo. Já o escoamento de resíduos líquidos das residências ou dos efluentes domiciliares fazia-se através de valas no meio das ruas. Dentro das muralhas também se encontravam granjas, jardins e rebanhos gerando um cenário de insalubridade. Somente no final do século XVII, os hábitos de higiene ganharam alguma importância (MUMFORD, 1998; CAMPOS e STUDART, 2003; METCALF e EDDY, 2003).

No Brasil colônia, os escravos eram encarregados de transportar água dos chafarizes públicos até as residências e, mesmo as casas mais sofisticadas eram construídas sem sanitários. Em consequência os escravos juntavam os excrementos de seus senhores e os carregavam em potes até os rios ou o mar onde esvaziados e lavados para serem utilizados novamente (SANEPAR, 2010). O historiador Laurentino Gomes (GOMES, 2007) comenta:

“em termos de, digamos, saneamento básico, nada superava o sistema dos “tigres”, os escravos que desempenhavam o papel de carregadores de esgoto e lixo em cidades como o Rio, Recife e Salvador. Eles colocavam barris cheios de dejetos nas costas e os levavam para o mar. Com o passar do tempo, as substâncias que caíam em seus ombros deixavam listras brancas na pele negra – daí o apelido felino. As praias mais glamorosas do

Rio moderno provavelmente eram um fedor completo no começo do século 19. Os "tigres" eram só mais um lembrete de que, no dia 8 de março, dom João e sua corte tinham desembarcado no maior mercado de escravos das Américas, o Rio de Janeiro, cidade onde um terço da população de 60 mil pessoas correspondia aos cativos".

Com a vinda da família real e a corte em 1808, a cidade de Rio de Janeiro aumentou bastante sua população, os navios trouxeram 11.500 novos habitantes. Entre as melhorias de higiene coletiva, se destaca a proibição de lançar água suja, lixo ou entulho nas ruas de Rio de Janeiro, o qual era punido com prisão e multa:

"Rio de Janeiro: uma nova ordem na cidade Edital que proíbe o despejo de águas sujas nas ruas. Registro de edital publicado por Paulo Fernandes Viana que proíbe se jogue água suja, lixo ou entulho nas ruas e travessas da cidade, o que se punirá com prisão e pagamento de fiança no valor de dois mil réis. Toma esta medida em virtude da importância do assunto para a "Saúde Pública" e para o "asseio" da cidade, e devido à falta de vigilância e de cuidados da Câmara com o assunto. Comunica que mandou afixar aquele edital em todos os lugares públicos da cidade para que todos soubessem. Conjunto documental: Registro de avisos, portarias, ordens e ofícios à Polícia da Corte, editais, provimentos, etc; Notação: códice 318; Data do documento: 20 de abril de 1808, Local: Rio de Janeiro. Folha(s): 3. Registro do Edital que abaixo se segue "O doutor Paulo Fernandes Viana cavaleiro da Ordem de Cristo, e intendente geral da Polícia da Corte e etc. Faço saber a todos que o presente Edital virem ou dele notícia tiverem que concorrendo muito o asseio digo concorrendo o asseio da cidade muito para a salubridade dela e importando este objeto a Saúde Pública e a Polícia, e não tendo sido bastantes até agora os cuidados que a Câmara tem empregado para se evitarem os males que do contrário se seguem ou pela pouca vigilância e mesmo pela corrupção dos rendeiros ou dos oficiais executores das suas deliberações: da data deste em diante se vigiará por esta Intendência com zelo e atividade em que se não contravenha por qualquer princípio que seja este importante objeto: que toda a pessoa que for encontrada a deitar águas sujas lixo, e qualquer outra imundície nas ruas e travessas será presa, e não sairá da cadeia sem pagar dois mil réis para o Cofre das despesas da Polícia: o que igualmente se praticará com os que constar que o fizeram, ainda que, não sejam achados, ou tiverem as suas testadas sujas, não mostrando logo quem foram, a não ser eles ou vizinhos, ou pessoas que assim o praticaram. E para que se não chamem a ignorância mandei afixar o presente por todos os lugares públicos desta cidade para que assim chegue à notícia de todos. Rio a 20 de abril de 1808. Paulo Fernandes Viana

Por sua vez, o Brasil duplicou sua população entre 1808 e 1822 chegando a mais de 100.000 habitantes e de 1822 até 1840 passou a 135.000. Entre 1830 e 1840 apareceram no Rio de Janeiro epidemias de febre tifóide e cólera. Ao todo, entre 1830 e 1851 no Brasil colônia, leia-se Rio de Janeiro, houve 23 epidemias com número elevado de mortes. Realizaram-se, na época algumas obras de saneamento básico na busca de eliminar as epidemias, ao mesmo tempo em que se promovia o embelezamento paisagístico (MARICATO, 2001). Também foi o Brasil um dos primeiros países no mundo a implantar redes de coleta para escoamento das águas de chuva, embora limitada apenas no Rio de Janeiro e na área onde estava instalada a aristocracia. Deve-se mencionar, entretanto, que Rio de Janeiro tinha, desde 1780, um sistema de transporte de água: o aqueduto da Carioca (Arcos

da Lapa) de 17,6 metros de altura, 270 metros de extensão e 42 arcos que conectam o bairro de Santa Teresa ao Morro de Santo Antônio. Em 1887, o Engenheiro Saturnino de Brito iniciou obras de saneamento e a cidade de Belo Horizonte foi a primeira capital que teve sistema de água potável e sistema de coleta e tratamento de esgotos.

A população excluída do processo de urbanização foi expulsa para os morros e franjas da cidade. As cidades brasileiras de Manaus, Belém, Porto Alegre, Curitiba, Santos, Recife, São Paulo e especialmente o Rio de Janeiro passaram por mudanças que conjugaram saneamento básico e ambiental, embelezamento e segregação territorial neste período. O fim da escravidão, em 1888, foi à causa da falta de empregados domésticos que executassem os serviços de transporte da água para as residências e de saída dos dejetos, anteriormente realizados pelos escravos. Era necessário de encontrar novas soluções, o qual impôs o desenvolvimento de tecnologias de saneamento básico no Brasil. Em meados do século seguinte, todas as capitais possuíam sistema de distribuição de água e coleta de esgotos e o país passou a investir em infra-estrutura para o desenvolvimento industrial (BERTOLLI FILHO, 2004).

No século XX, após a II Guerra Mundial, houve intenso crescimento populacional, principalmente nos países em desenvolvimento e um pico na taxa de consumo dos recursos naturais assim como aumento dos índices de poluição urbana e modificações ambientais de ordem global (PHILIPPI Jr., 2005). O Brasil não fugiu dessa conduta e os alertas da Eco 72 e Eco 92 levaram à conscientização paulatina da insustentabilidade ambiental sob a exploração desenfreada dos recursos naturais, que coloca em risco a própria sociedade humana. Cresceram então, desde o século passado as crises urbanas pela ocupação desordenada do espaço, pela poluição das águas, do ar e dos solos, pelo desmatamento das florestas.

O desenvolvimento tecnológico possibilitou maior disponibilidade e controle de recursos e ampliou o leque de impactos e alterações ambientais que, muitas vezes, ultrapassam a capacidade de auto-recuperação dos sistemas naturais. Com a precária cobertura de saneamento, a cidade à montante é geradora de poluição das águas que serão utilizadas à jusante, e quando esse procedimento, ocorre o comprometimento do corpo hídrico em grandes extensões. A maneira pouco racional de uso da água teve como resultado o aumento gradativo da poluição e, em consequência, principalmente, o aumento dos custos de captação e tratamento de água para consumo humano e para uso industrial (CAMPOS e STUDART, 2003).

3.2 A poluição dos corpos d'água

Ao longo da história da humanidade o advento da fase agrícola que transformou o nômade em sedentário gerou a rápida evolução dos povoados, e o homem passou então, a ser o grande modificador do ambiente. As cidades passaram a concentrar populações numerosas e a vida urbana se torna predominante, com grande conforto, proporcionado pela inovação tecnológica. Nesse contexto, o ambiente é explorado exaustivamente e os “recursos naturais” passaram ser a base de sustentação das populações em rápido crescimento que exigem cada vez mais exploração do ambiente e geraram e geram simultaneamente detritos lançados nesse mesmo meio ambiente (NATAL *et al.*, 2005).

De todos os denominados “recursos naturais”, a água é a que se apresenta hoje como a mais afetada. Águas superficiais e subterrâneas são superexploradas e poluídas. As áreas próximas das nascentes de rios são habitadas ou usadas para pastagens e desmatadas, o solo não retém a água, os aquíferos demoram mais para se recarregarem, porque as águas de chuvas, sem mata nativa, escoam muito rápido pela superfície da bacia, arrastando solos que assoream os açudes, lagos e os rios. Gera-se antropicamente escassez de água quantitativa e qualitativa, porque por um lado falta a água em quantidade e por outro, a que resta não tem qualidade apropriada para usos nobres mais exigentes, com o consumo humano ou até menos nobres, como o abastecimento humano, o consumo animal, a irrigação, e a recreação.

A escassez de água é hoje uma preocupação em escala mundial. No entanto, em muitas regiões, a crise da água, de alguma forma, é uma crise de gerenciamento (VILLIERS, 2002). Em nível global, é possível afirmar que não há propriamente escassez hídrica, mas uma má distribuição espacial e temporal associada à distribuição irregular das chuvas e da população, o qual faz com que algumas regiões sofram permanentemente por pouca água e outras que tem água, pelo excesso de população, ou seja, pela alta demanda.

Desde ponto de vista qualitativo, a alteração da qualidade das águas de reservatórios é uma constante (PHILIPPI Jr., 2005). A alteração da qualidade da água pela poluição antrópica de inúmeros mananciais agrava o problema da escassez. A queda no nível da qualidade dos corpos aquáticos tem como consequência o comprometendo de sua biota natural que mantém o equilíbrio qualitativo da água, a alteração da ictiofauna modificando a pesca e a modificação das comunidades fitoplantônicas com aparecimento de espécies de cianobactérias toxigênicas que causam intoxicações letais em homens, animais e zooplâncton, podendo restringir o seu aproveitamento para usos mais nobres (METCALF e EDDY, 2003). Como principais usos destacam-se o doméstico, pastoril, recreacional, piscicultura, agricultura

irrigada e dos processos industriais (ESTEVEES, 1988). Todas essas águas são de uma forma ou outra, devolvidas ao ambiente como águas poluídas, que em geral não satisfazem os padrões de lançamentos estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Por isso, modificam a qualidade dos corpos receptores, contribuindo para a eutrofização e até hipereutrofização dos mesmos.

Durante muito tempo predominou a idéia de que as águas residuárias domésticas e industriais poderiam ser lançadas diretamente em corpos d'água, devido o poder de diluição destes. Isto foi verdade enquanto as populações humanas eram pequenas e as descargas não ultrapassavam a capacidade de autodepuração dos ecossistemas aquáticos, ou seja, não ultrapassavam sua capacidade suporte. Os resíduos líquidos e sólidos dos grandes centros urbanos, as enormes áreas de monocultura irrigada e os despejos contínuos e sem tratamento adequado de efluentes industriais são os principais agentes dos prejuízos ambientais, principalmente, no que se refere à qualidade da água.

Por volta da década de 70, do século XX, após deliberações em vários encontros mundiais sobre meio ambiente, os países desenvolvidos optaram pela elaboração e aplicação de políticas que objetivassem o controle da poluição. Nesse período também se iniciaram as primeiras tentativas de aplicação dos conhecimentos limnológicos no estudo e na solução de problemas relacionados com a poluição aquática e a qualidade da água.

Holt (2000), Studart e Campos (2001) apontam que se por um lado os processos de industrialização, urbanização e da intensificação das atividades agrícolas têm resultado no aumento da demanda da água, estes também aumentam a contribuição de contaminantes nos corpos d'água. As maiores e mais significativas rotas de contaminação são os lançamentos diretos e indiretos dos esgotos pouco tratados ou não-tratados, a deposição atmosférica e o processo de lixiviação do solo. Agregam-se a estes problemas, o fato da grande maioria da população brasileira estar concentrada em cidades, próximos de rios e mananciais, desencadeando um duplo impacto negativo para os recursos hídricos: a intensificação do uso da água e o aumento da poluição.

A maioria das nações desenvolvidas já conseguiu superar problemas básicos de poluição aquática e encontra-se em fase de refinamento quanto ao controle de micro poluentes ou do impacto de poluentes em ecossistemas sensíveis, segundo Przybysz (2007), um dos principais problemas de poluição refere-se ao impacto resultante da expansão urbana. O Brasil apresentou intenso processo de urbanização, na segunda metade do século XX. Em 1940, a população residente nas cidades era de 18,8 milhões de habitantes passando em 2000 para 138

milhões e em 2010 passou a ser aproximadamente 160 milhões (IBGE, 2010b). A implantação de obras de saneamento para servir água potável à população, coletar e tratar o esgoto e a correta disposição dos resíduos sólidos, nunca conseguiu acompanhar o ritmo de crescimento das áreas urbanas (SALLES, 2009).

De 1940 a 1980, o PIB (Produto Interno Bruto) brasileiro cresceu a índices superiores a 7% ao ano, um dos maiores do mundo no período, mas a riqueza gerada neste processo continuou bastante concentrada. Para a maior parte da população que buscava moradia nas cidades, o mercado não se abriu, priorizando o acesso às classes média e alta. Desse modo, surgem os conjuntos habitacionais populares, onde os governos municipais e estaduais não utilizaram os vazios urbanos existentes para a construção, fazendo com que estes conjuntos fossem construídos em áreas ambientalmente frágeis e que não possuíam uma infra-estrutura já consolidada. Assim, todos os novos moradores e contribuintes precisaram arcar com a nova infra-estrutura (MARICATO, 2000). A recessão que seguiu nas décadas de 80 e 90, quando as taxas de crescimento demográfico superaram as do crescimento do PIB, trouxe um forte aumento da concentração da pobreza urbana, da violência e de danos ambientais. Dentre os problemas decorrentes desse processo de urbanização, no qual uma grande parte da população está excluída da porção legal da cidade, o desenvolvimento da área de saneamento foi muito prejudicado. Nos anos 90, houve um recuo nos investimentos comprometendo, assim, os recursos hídricos e, conseqüentemente o quadro de saúde da população.

3.2.1 Proteção dos mananciais

Os modelos adotados ao longo da história brasileira tiveram como resultados impactos sociais, econômicos e ambientais, provocando excessiva concentração de renda e riqueza, como a exclusão social e aumento das diferenças regionais (PHILIPPI Jr., 2005). Um exemplo é a legislação de mananciais, que foi criada para proteger a bacia hidrográfica do manancial, mas incentivou exatamente o contrário do previsto.

As áreas mais próximas às regiões centrais são muito valorizadas pelo mercado imobiliário, o que torna inviável a sua apropriação pelos estratos sociais em menores condições econômicas. A alternativa é, então, adquirir lotes em regiões cada vez mais afastadas, geralmente áreas de mananciais. Para Salles (2009), devido ao crescimento das cidades e pela falta de interesse do proprietário em proteger essas áreas, já que a mesma perdeu valor com a legislação, essas áreas foram invadidas por grupos de pessoas de baixa renda, o que gera, até os dias atuais, conseqüência imediata no aumento de poluição.

Desse modo, a cidade se espalha sobre áreas que deveriam ser preservadas para garantir a própria sobrevivência da cidade, em um processo completamente insustentável. Nas grandes e médias cidades os rios, riachos, lagos, mangues e praias tornam-se canais ou destino de esgotos domésticos (MARICATO, 2001). Gohringer (2006) comenta que nas cidades de São Paulo e Curitiba, as regiões onde as ocupações mais crescem são as áreas de proteção dos mananciais, ou seja, áreas produtoras de água potável onde a ocupação é proibida por lei, tendo conseqüência imediata impactos sobre os corpos d'água.

Em particular, o estado de São Paulo caracteriza-se por situar-se em área de cabeceira de drenagem da bacia hidrográfica do rio Tietê; concentra cerca de 10% da população do país e ocupa menos de 1 milésimo do território nacional; além de apresentar graves problemas de poluição; sendo que a região metropolitana concentra as principais demandas urbanas e industriais do estado. Para minimizar essa escassez e atender o abastecimento dessa metrópole optou-se pela importação de água de outras bacias hidrográficas, como ocorre na bacia do rio Piracicaba, por meio do Sistema Cantareira. Todavia, as grandes vazões desse sistema também passam a ser ameaçadas, a exemplo tem-se o crescimento da cidade de Mairiporã, na região metropolitana, que, por meio da geração de esgotos vem impactando a qualidade da água do reservatório Paiva Castro, que é o receptor de vazões advindas da bacia do Piracicaba, de onde provém água para captação da metrópole (GIATTI, 2007). Segundo a Secretaria de Recursos Hídricos e Obras do Estado de São Paulo, a disponibilidade hídrica para a bacia do Alto Tietê, onde se inclui a Região Metropolitana de São Paulo, é de 201m³/hab.ano. Este valor corresponde a 1/10 do valor indicado pela ONU (2000m³/hab.ano) para todos os usos diretos e indiretos. O processo descrito para o município de São Paulo pode ser estendido para os demais municípios brasileiros.

Como conseqüência desta tendência, intensas pesquisas vêm sendo realizadas para desenvolver sistemas de tratamento eficientes e tecnologias de recuperação de efluentes que atendam a demanda. A crescente conscientização da necessidade de se preservar os corpos aquáticos é conseqüência da água de boa qualidade estar se tornando um recurso cada vez mais limitado devido a sua escassez crescente (MELO, 1978). A necessidade de preservar os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados no ambiente pela sua descarga "in natura".

Vale destacar que, o controle da poluição das águas insere-se na competência legislativa concorrente entre a União, os Estados e o Distrito Federal e na comum destes entes e dos Municípios. Nesse campo, a União dispõe de competência plena, no que tange às águas

do seu domínio, e para a edição de normas gerais, no tocante às águas estaduais, podendo delegar aos Estados ações sobre as águas federais. Este controle decorre do exercício do poder de polícia administrativa, mediante regulamentação, decisões particulares e pela coerção (POMPEU, 2002).

3.3 Acesso aos serviços de saneamento

A qualidade de vida da população depende diretamente ao acesso aos serviços de saneamento. O acesso a estes serviços trata-se de um elemento indispensável para que ocorra a promoção da saúde, conservação e proteção do meio ambiente, além de proporcionar bem-estar. Heller (2000) comenta que para tais benefícios sejam atingidos, pressupõe a superação de entraves políticas, gerenciais e tecnológicas que têm dificultado a maximização dos seus benefícios, que historicamente no Brasil, pouca atenção tem recebido.

Mesmo com o reconhecimento da importância do saneamento, em especial, o tratamento e disposição final dos esgotos, o acesso a estes serviços parece estar um pouco distante de ser alcançado por boa parte da população mundial. Para Corcoran *et al.* (2010), a questão da disposição inadequada dos efluentes oferece um dos maiores desafios para o setor de saúde, aumentando a pobreza com investimentos direcionados ao setor de saúde e menor atenção com os demais setores, produzindo um trabalho “perdido”.

Relatórios mundiais (OMS/UNICEF, 2010; UNDESA, 2009; RDH, 2006; UN, 2010) mostram que, cerca de 80% das famílias têm acesso a água canalizada, menos de dois terços estão conectados a redes de esgotos públicos; cerca de 900 milhões de pessoas dos países em desenvolvimento têm um acesso inadequado à água potável e 2,6 bilhões, quase a metade da população do planeta não dispõe de saneamento básico. Os relatórios também apontam que, pelo menos 1,8 milhões de crianças menores de cinco anos, morrem anualmente devido a doenças relacionadas com água, representando cerca de 17% das mortes nessa faixa etária. Em todo o mundo cerca de 2,2 milhões de pessoas morrem a cada ano por doenças diarreicas. A falta de higiene e água contaminada é responsável por 88% de todos os incidentes diarreicos.

O Brasil não se distancia muito desse panorama mundial, em que parte da população reside em locais onde as condições de saneamento ainda são precárias, cenário quase semelhante a aquele encontrado no período medieval, com esgoto correndo a céu aberto, baixo índice de higiene e graves problemas de insalubridade. O país também se caracteriza por apresentar elevadas taxas de urbanização, em que atualmente o percentual de pessoas de

residentes na área urbana é de aproximadamente 84% (IBGE, 2010b).

Com o crescente processo de urbanização, a demanda por água vem crescendo em um ritmo superior ao crescimento da população; desde 1940, o consumo mundial de água aumentou numa média de 2,5% ao ano, aumento inclusive superior à taxa média de crescimento populacional (UN, 1997 *apud* PHILIPPI Jr., 2005). De fato, o consumo mundial de água cresceu mais de seis vezes entre 1900 e 1995 e continua a crescer com a elevação do consumo dos setores agrícola, industrial e doméstico (FREITAS *et al.*, 2001).

Estima-se ainda que, a população mundial deverá ultrapassar 9,0 bilhões de pessoas em 2050, o maior crescimento ocorrerá nos países em desenvolvimento (CORCORAN *et al.*, 2010). Com o crescimento populacional aumentará, drasticamente, a demanda pela água, que atualmente já tem se mostrado um bem escasso causando situações de conflito de uso em diversas regiões do planeta, que freqüentemente é acompanhado pela degradação acelerada dos ecossistemas aquáticos.

3.3.1 Esgotamento sanitário

Atualmente, nas cidades que mais se desenvolvem, em sua maioria, a infra-estrutura de rede de esgotamento sanitário é inexistente (CORCORAN *et al.*, 2010); muitas vezes, estas não são criadas para atender às condições locais, mal conservadas e totalmente incapaz para manter o ritmo da crescente população urbana. A evolução de tecnologias para captar, transportar, tratar e distribuir água, não ocorreu igualmente com a importância de afastar ou condicionar os resíduos refugados pelo organismo e pela própria sociedade. Importantes progressos foram realizados, aumentando o acesso da população ao abastecimento de água, mas as taxas de ligações, e em particular o tratamento dos esgotos, permanecem baixas. Em países em desenvolvimento, cerca de 80 a 90% de todos os efluentes gerados são despejados diretamente nos corpos d'água (UNWATER, 2010).

Estudos realizados por Sampaio e Sampaio (2007) apontam a grande diferença entre o percentual de população brasileira atendida com abastecimento e água (em média 70%) e da população atendida com o sistema de coleta de esgoto (em média 33%). Essa diferença chega a ser de 37%, o que implica dizer que o Brasil, dentro do contexto internacional, mostra-se ainda sendo incipiente com a cobertura do tratamento dos esgotos.

Na Paraíba, estado localizado no nordeste brasileiro, em municípios de pequeno e médio porte situados no semiárido do estado, geralmente os tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo constituem a única forma de tratamento de esgotos, sendo, algumas vezes,

seguidos de filtro anaeróbio (SILVA *et al.*, 2009). Estudos realizados por Ceballos *et al.* (1993a, 1993b e 1995), no estado da Paraíba, ainda revelam concentrações de 10^4 - 10^7 UFC/100ml em águas de rios do sistema de macrodrenagem urbana que recebiam esgotos, dos quais foi isolado o *V. cholerae*, mostrando a preocupação existente quanto as doenças de veiculação hídrica (MAYER *et al.*, 1998).

Vale lembrar que, mesmo tratados, os efluentes sobrecarregam os corpos d'água em nutrientes e matéria orgânica, reduzindo a capacidade de assimilação, isto é, concentração passando a ser superior a capacidade de autodepuração dos corpos d'água receptores destes efluentes. Os impactos desses poluentes no meio aquático vão depender dos volumes presentes, das concentrações, e da dinâmica de dispersão deles nos corpos d'água.

Os problemas relacionados ao excesso de nutrientes e material orgânico em corpo d'água vêm agravando e acelerando o processo de contaminação do meio ambiente e comprometendo os mananciais. Em algumas áreas metropolitanas brasileiras, do qual utilizam água superficial para abastecimento humano, encontra-se um elevado grau de resíduos orgânicos nos pontos de entrada da estação de tratamento de água (ETA), o que exige tratamentos cada vez mais caros, e em alguns casos, chegando a impossibilitar o tratamento (ALMEIDA e MULDER, 2005). Tucci (2005) reporta que, com o tempo, essas localidades irão reduzir a qualidade da água ou exigir maiores investimentos em tratamento químicos, tornando o poder de aquisição de água com qualidade cada vez mais cara economicamente.

Ao atingir o reservatório de abastecimento de água, o excesso de nutrientes e material orgânico pode aumenta a probabilidade de eutrofização. Com excesso de nutrientes disponível existem condições propicias para o crescimento de algas, assim, a água do reservatório passa então a conter toxinas liberadas pelas cianobactérias que, ao serem ingeridas pelo ser humano, atuam de forma culminante sobre o fígado, gerando doenças que podem levar a morte. Somente há pouco tempo que as empresas de saneamento começaram a analisar água para abastecimento e verificar a existência dessas toxinas (TUCCI, 2005).

3.3.2 Iniciativas de ampliação dos serviços de saneamento

Iniciativas nacionais vêm sendo desenvolvidas visando tanto o aumento e melhorias no acesso da população aos serviços de saneamento como, conseqüentemente, a minimização da poluição dos corpos d'água e promoção da saúde publica. Em particular, o Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES) foi lançado pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 2001, para incentivar a implantação de estações de tratamento de esgotos e reduzir

a poluição hídrica. Por isso, em muitas ETE's, os padrões a serem respeitados, além dos legais, são os padrões de eficiência deste programa. No programa são estabelecidos níveis de eficiência, não em padrões de lançamento, pois este programa estipula metas de abatimento de cargas conforme a configuração de cada estação, pois uma ETE que tem tratamento apenas secundário não conseguirá ter a mesma eficiência de uma ETE com tratamento terciário.

Outra iniciativa federal recentemente criada foi o Programa de Aceleração do Crescimento, no que se refere ao setor de saneamento (PAC/Saneamento) este programa pretende melhorar e ampliar o acesso da população brasileira aos serviços de saneamento básico. O PAC/Saneamento tem como meta proporcionar o acesso de 7 milhões de domicílios aos serviços de abastecimento de água; 7,3 milhões de domicílios aos serviços de esgotamento sanitário; e, 8,9 milhões de domicílios à coleta adequada de resíduos sólidos.

O PAC/Saneamento programou para o período 2007 a 2010 o montante de R\$ 40 bilhões para todos os sistemas. De modo geral, dos 7.466 empreendimentos distribuídos em 24 unidades da federação, apenas 2.337 (31%) estão em andamento e 4.309 (58%) permanecem no papel, ou seja, em fase de contratação, licitação, licenciamento ou estudo. Entre as obras do setor estão algumas de ampliação do sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário, saneamento rural e em áreas indígenas, drenagem e melhorias sanitárias domiciliares (BRASIL, 2010).

Entre os estados mais contemplados em obras concluídas na área de saneamento, estão Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Ceará. De acordo com as estimativas mais recentes somente para a universalização dos serviços de água e esgotos sanitários seriam necessários investimentos da ordem de R\$ 200 bilhões. Segundo uma pesquisa realizada pelo Instituto Trata Brasil (ITB), durante os três primeiros anos do programa PAC, 33% das obras de Saneamento do PAC contratadas nas maiores cidades do país teriam sido concluídas após 2010 e correspondem a 60% do total dos investimentos. A pesquisa ainda revela que para atingir a universalização dos serviços sanitários, seriam necessários pelo menos 7 PAC's, visto que o atual programa está destinando R\$ 40 bilhões para água, esgoto, resíduos sólidos e drenagem (TRATA BRASIL, 2010).

3.4 Impacto Ambiental

Historicamente, no processo de desenvolvimento da humanidade, sempre ocorreu interferência na natureza retirando subsídios para o seu sustento e sobrevivência; e por muito tempo, isto propiciou a exploração e consumo dos recursos naturais de forma não sustentável.

Para Philippi Jr., Salles e Silveira (2005), Barros (2005), Natal *et al.*, (2005) boa parte da crise ambiental encontrada atualmente tem sua origem no processo de urbanização. Nesse sentido, boa parte das definições de impacto ambiental apresentada pela literatura técnica - científica incorpora a relação dos efeitos de alteração no meio ambiente provocada pela ação humana. Vale lembrar que, a devastação ambiental não é marca exclusiva dos tempos atuais, apenas a percepção jurídica deste fenômeno é de explicitação recente, em que somente há poucas décadas, se iniciou o movimento em favor da utilização racional destes recursos.

O crescimento das populações e a intensificação dos usos individuais fizeram com que a proteção jurídica se voltasse para os recursos naturais objeto de maior utilização pelo homem. Surgiram assim, as leis de águas, de pesca, de florestas, de minas, etc. Em decorrência desse entendimento, o controle da qualidade da água, do solo, da atmosfera e mesmo do meio urbano esteve, durante muito tempo, confiado às leis de proteção da saúde, pois o bem jurídico que se objetivava defender era a saúde humana e não o recurso natural, juridicamente denomina-se de legislação de repercussão ambiental.

Normas nesse sentido sempre existiram (POMPEU, 2002), conforme se verifica no direito de vizinhança (abertura de poços, uso de águas, iluminação), na legislação sanitária e de saúde pública (qualidade do ar, da água, uso do solo) e na proteção a determinados recursos naturais mais utilizados pelo homem (águas, caça, pesca, florestas, minas, e outros), com a edição das respectivas leis ou até de códigos.

Em decorrência de catástrofes ambientais, dos índices alarmantes de poluição e da constatação de que limites da natureza estavam sendo superados, houve completa alteração de enfoque, passando a ser pacífico o entendimento e a preocupação no sentido de reconhecer a interdependência dos recursos naturais e o meio ambiente, iniciando-se a formulação de normas jurídicas em favor da proteção do meio ambiente, expressada como a legislação ambiental.

Na maioria dos países, executados alguns casos isolados, este tipo de legislação nasceu após a Conferência de Estocolmo (1972), realizada pelas Nações Unidas, esta se trata de um marco importante na discussão dos problemas ambientais, no âmbito internacional. Em particular foi a partir da década de 70, que a crise ambiental não passava mais despercebida, marcando a construção de uma nova fase no mundo, em que a responsabilidade pela sustentabilidade disseminou-se entre os diversos atores sociais.

A preocupação com os problemas ambientais deu-se lentamente e gradativamente, criando a conceituação de impacto ambiental. Em nível mundial, o conceito de impacto ambiental, data o período da revolução industrial, e esta desde então, tem sido alterada de forma dinâmica. Fato que se deve aos diferentes tipos de atividades humanas que podem dar origem a formas de matérias e, ou, energias que afetam o meio ambiente. Enquanto que a adoção de sistemáticas para a avaliação de impactos ambientais teve início somente na década de 60, década considerada como o período de mobilização em favor das questões ambientais.

Um dos países pioneiros na determinação de dispositivos legais para a definição de objetivos e princípios da política ambiental foi os Estados Unidos (EUA), por meio da Lei Federal denominada "*National Environment Policy Act - NEPA*". Aprovada em 1969, e vigorando em 01 de janeiro de 1970, a lei passou a exigir que todos os empreendimentos com potencial impactante procedessem, dentre outras obrigações: (a) a identificação dos impactos ambientais, (b) a caracterização dos efeitos negativos e (c) a definição de ações e meios para mitigação dos impactos negativos. Vários países adotaram o sistema e diante dos reflexos da aplicação do NEPA, organismos internacionais como ONU, BID e BIRD passaram a exigir em seus programas de cooperação econômica a execução dos estudos de avaliação de impacto ambiental.

Juridicamente o conceito de impacto ambiental refere-se exclusivamente aos efeitos da ação humana sobre o meio ambiente. No Brasil, a Resolução nº 011/86 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), em seu artigo 1º, fixou o conceito normativo de impacto ambiental como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente, afetam: (I) a saúde, a segurança e o bem estar da população; (II) as atividades sociais e econômicas; (III) a biota; (IV) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e (V) a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986).

3.5 Legislação ambiental, padrões de lançamento e de qualidade de corpos d'água

O impacto ambiental por meio do lançamento de efluentes, provenientes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) municipais, tornou-se motivo de grande preocupação para a maioria dos países. Desde o início dos anos 80, diversos países vêm estabelecendo padrões de lançamento mais exigentes, principalmente, os países em desenvolvimento, dado a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água para uso humano e a grande potencialidade que o efluente tem de alterar a qualidade dos corpos d'água receptores.

Os efluentes originados das ETE's podem ser reutilizados ou dispostos no ambiente, através de descarga e diluição em ambientes aquáticos ou aplicação no solo. Uma série de legislações ambientais, critérios e políticas foram elaborados, visando sugerir tanto os locais de descarga do efluente final quanto o nível de tratamento, como forma de garantir que os impactos ambientais provocados pela disposição dos efluentes tratados estejam em condições aceitáveis ao ponto de minimizar tais impactos.

No Brasil, a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 20 de 1986, revogada pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, foi criada com o objetivo de assegurar os usos preponderantes previstos dos corpos d'água e nortear o controle dos efluentes líquidos. Os órgãos ambientais estaduais usualmente baseiam-se nos padrões desta resolução, mantendo-os, complementando-os ou eventualmente aplicando padrões mais restritivos

A resolução CONAMA 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes. Esses padrões ou limites de qualidade dos efluentes que chegam aos corpos receptores são fixados em função dos padrões de qualidade do corpo receptor e servem, principalmente, para a proteção da qualidade da água, de forma a assegurar os usos previstos.

Em vários artigos da resolução 357/05 se estabelece a forma em que efluente deverá ser lançado. Por exemplo, o artigo 28 relata que os efluentes não poderão conferir ao corpo d'água características em desacordo com sua classe e no art. 30 fica proibida a diluição do efluente antes do lançamento para controlar as concentrações de lançamento, com águas de melhor qualidade, tais como as águas de abastecimento, do mar e de sistemas abertos de refrigeração sem recirculação (CONAMA, 2005). Para as águas de classe especial, o artigo 32 veda o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados. Isto porque, conforme o art. 13, nas águas de classe especial deverá ser mantido as condições naturais do corpo d'água. Outra observação (art. 29) importante diz respeito à disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, em que fica claro que este tratamento não poderá causar poluição ou contaminação dos solos e das águas (CONAMA, 2005). A Resolução citada ainda estabelece valores máximos (VMP) para diversos constituintes a serem lançados em corpos receptores de acordo com a classe em que esse corpo aquático se enquadra.

A aplicação de padrões leva em conta o risco ambiental ocasionado pelo lançamento dos efluentes, de forma a assegurar que as condições ambientais existentes serão mantidas. Quanto à fixação de limites, estes estão baseados nas melhores tecnologias de tratamento disponíveis, considerando a remoção dos constituintes mais convencionais, tais como DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e SST (sólidos suspensos totais). Há consenso mundial que diferentes tipos de sistemas de tratamento acarretam diferentes níveis de impacto ambiental e, apesar de alguns serem simples de administrar, requerem que a situação econômica dos países seja capaz de arcar com os custos de instalação de tecnologias avançadas, que deveriam ser as melhores das existentes, para que a qualidade do ambiente receptor não seja alterada (REIS e MENDONÇA, 2009).

Nascimento e von Sperling (1998) compararam os padrões brasileiros de qualidade das águas doces com os critérios de proteção das comunidades aquáticas, saúde humana e animal e verificaram que a Resolução CONAMA 20/86, revogada pela Resolução CONAMA 357/05, não estava integralmente em conformidade com o uso proteção das comunidades aquáticas, quando comparada com os critérios canadenses e norte-americanos, necessitando de estudos mais aprofundados para adequar os limites (VMP) dos parâmetros em desacordo com o respectivo uso. Os mesmos autores em outro estudo (1999) compararam os padrões de lançamentos de efluentes líquidos em corpos d'água segundo a Resolução CONAMA 20/86 e compararam com os limites de lançamento de diversas legislações estaduais brasileiras, do Banco Mundial e da Comunidade Européia (CEC). Concluíram que, em nível federal, o Brasil possui ferramentas para agilizar e operacionalizar a gestão dos recursos hídricos e que os padrões de lançamento nacional não são excessivamente restritivos, pelo menos ao se comparar com legislações internacionais.

Nesse sentido, Reis e Mendonça (2009) comentam que na antiga resolução CONAMA (20/86), os padrões para os compostos de amônia eram função exclusiva da classe do corpo d'água, já com a edição da Resolução CONAMA 357/05, os padrões para esses mesmos compostos em água doce são função da classe do corpo d'água e do pH da água. Nos corpos d'água salinos, no entanto, a resolução CONAMA 357/08 apenas dilatou a concentração limite para uma das classes de corpos d'água, não estabelecendo qualquer relação entre padrão de qualidade e características físicas e químicas da água (CONAMA, 2008). O padrão exigido pelo CONAMA (20mg/L) para nitrogênio amoniacal foi suspenso temporariamente pela Resolução CONAMA nº 397, de 03 de abril de 2008. Nas duas últimas edições da

resolução CONAMA (357/05 e 397/08), tem-se que padrão de qualidade para os efluentes tornou-se menos restritivo.

A confiabilidade de um sistema pode ser definida como a probabilidade de se conseguir um desempenho adequado por um período específico, sob determinadas condições. Em termos de desempenho de uma ETE, a confiabilidade pode ser entendida como a porcentagem de tempo em que se conseguem as concentrações esperadas no efluente para este cumprir com os padrões de lançamento. Assim, uma ETE será completamente confiável se não houver falha no desempenho, ou seja, se não houver violação dos limites preconizados pelas legislações ambientais. A falha do processo de tratamento ocorrerá sempre que o padrão de lançamento for excedido (OLIVEIRA e von SPERLING, 2005).

Pesquisas realizadas por Rodrigues (2006) e Matsumoto e Rodrigues (2007) revelaram a interferência de alguns efluentes gerados em ETE's municipais em corpos aquáticos, e citaram como variáveis mais críticas a demanda química de oxigênio (DBO), o nitrogênio amoniacal e o fósforo total que foram superiores ao recomendado pela resolução CONAMA 357/05 para os corpos d'água.

3.6 Contribuições das Lagoas de Estabilização no tratamento de águas residuárias

3.6.1 Caracterização das águas residuárias

Os níveis sócios econômicos, hábitos alimentares e o consumo *per capita* de água de uma população são alguns dos fatores que caracterizam a composição e concentração do esgoto bruto de uma localidade. Alguns autores, dentre eles Metcalf e Eddy (2003), definiu intervalos de concentrações para a classificação de esgoto doméstico em fraco, médio e forte, de acordo com os principais constituintes das águas residuárias brutas. Na Tabela 3.1 se mostra a classificação apresentada pelos autores para as variáveis que quantificam o material orgânico e os principais nutrientes. Para as variáveis DBO e DQO, Silva e Mara (1979) consideraram concentrações típicas de regiões de clima quente, conforme se observa na Tabela 3.2.

Florentino (1993) observou nos esgotos brutos dos municípios de Campina Grande, Guarabira e Sapé, no estado da Paraíba, valores de DBO e DQO foram classificados, segundo Silva e Mara (1979), em fracos a fortes, conforme de mostra na Tabela 3.3. Em outro experimento, Sousa (1994), mostrou que no ano subsequente a Florentino (1993) as características da água residuária já haviam variado para médio e muito forte.

Tabela 3.1 - Classificação de constituintes do esgoto bruto quanto à concentração.

Constituinte		Fraco	Médio	Forte
Variáveis	Unidade	M&E	M&E	M&E
SST	(mg.L ⁻¹)	390	720	1230
SSS	(mg.L ⁻¹)	120	210	400
SSD	(mg.L ⁻¹)	160	300	520
DQO	(mg.L ⁻¹)	250	430	800
DBO	(mg.L ⁻¹)	110	190	350
N-amoniaco	(mg.L ⁻¹)	12	25	45
PT	(mg.L ⁻¹)	4	7	12

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003). Nota: M & E - Metcalf e Eddy.

Tabela 3.2 - Concentrações típicas de DBO e DQO para regiões de clima quente.

Constituinte		Fraco	Médio	Forte	Muito Forte
Variáveis	Unidade				
DQO	(mg.L ⁻¹)	400	700	1000	500
DBO	(mg.L ⁻¹)	200	350	1500	750

Fonte: Adaptado de Silva e Mara (1979).

Tabela 3.3 - Concentração média e variação da concentração DBO e DQO, observadas no esgoto bruto de alguns municípios no estado da Paraíba.

Localidade Fonte (Ano)	DBO			DQO		
	Faixa (mg.L ⁻¹)	Média (mg.L ⁻¹)	Classificação Silva e Mara (1979)	Faixa (mg.L ⁻¹)	Média (mg.L ⁻¹)	Classificação Silva e Mara (1979)
C.Grande - PB Florentino (1993)	64 a 232	108	Fraco	101 a 516	254	Fraco
Guarabira - PB Florentino (1993)	209 a 561	338	Média	277 a 765	549	Fraco a média
Sapé - PB Florentino (1993)	116 a 1003	725	Forte	793 a 2920	1567	Muito forte
Guarabira - PB Sousa (1994)	155 a 457	327	Média	499 a 2500	1029	Forte
Sapé - PB Sousa (1994)	190 a 1015	689	Forte a muito forte	538 a 8696	3745	Muito forte

Nota: C.Grande - Campina Grande.

3.6.2 Lagoas de Estabilização

3.6.2.1 Breve histórico de lagoas de estabilização

Os registros iniciais de aplicação de lagoas foi no lago Mitchel no Texas (1901, EUA), uma lagoa de aproximadamente 280ha, era utilizada para receber despejos de animais, de usos

domésticos de pequenas comunidades, e, acidentalmente, realizavam os fenômenos típicos e próprios de depuração dos. As primeiras observações sistemáticas sobre lagoas, com fenômenos constatados, ocorreram em Santa Rosa/Califórnia (1924, EUA), pelo qual o efluente da cidade era lançado sob leito de pedras, com características de um filtro biológico; e Fesseden/Dakota do Norte (1928, EUA), a cidade de previa necessidade de ampliação da rede sanitária, porém não possuíam condições da construção de uma estação de tratamento e não havia corpo receptor próximo, a cidade passou a lançar seus esgotos em no terreno que dispunha de depressão próxima a cidade, o efluente final gerado apresentava qualidade de tratamento secundário.

As primeiras lagoas construídas com objetivo de tratamento foram a lagoa Maddock (1948, EUA), projetada especificamente para receber esgoto bruto e, na mesma época a Austrália foi pioneira nos estudos de lagoas em série (anaeróbia seguida de facultativa), originando a denominação sistema australiana. O sistema australiano foi construído no Brasil primeiramente em São José dos Campos-SP (1960), com a finalidade de estabelecer parâmetros de projetos para outras lagoas, crédito cedido aos engenheiros Benoit Almeida Victoretti e Carlos Philipowsky; em seguida vieram a Cidade de Deus-RJ (1970) e Campina Grande-Paraíba (1970).

Na década de 70, do século XX, ocorre à difusão das lagoas de estabilização em vários estados, tendo-se firmado como processo de tratamento de esgoto, devido à simplicidade e eficiência do processo, ao baixo custo de construção e operação e às condições climáticas extremamente favoráveis. Desde 1975 a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Federal da Paraíba e atualmente Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), vem desenvolvendo pesquisas sobre o desempenho operacional do SLE. Estudos realizados em escala-piloto, sobre a eficiência de remoção, qualidade de efluentes, ciclos de nutrientes, organismos patogênicos, fluxo hidráulico, fitoplâncton, entre outros, em lagoas rasas e profundas, organizadas em série ou não, têm sido referência e contribui para o estabelecimento de parâmetros de projeto regionais (BARROSO *et al.*, 2002)

3.6.2.2 O sistema de lagoas de estabilização

Mendonça (2000) comenta que no sistema de lagoas de estabilização (SLE) não existem nenhum meio artificial ou qualquer tipo de equipamento mecânico em operação, e os esgotos são tratados dentro do sistema por fenômenos totalmente naturais que são processos

de autodepuração idênticos dos que ocorrem no ambiente natural, de biodegradação e recuperação de águas poluídas. Os SLE's se caracterizam por apresentar baixo custo de implantação e grande facilidade operacional, e quando o projeto do sistema é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção, os resultados são amplamente satisfatórios, produzindo um efluente final de excelente qualidade de lançamento.

No Brasil, assim como em outras regiões de clima quente, os sistemas de lagoas de estabilização (SLE) têm sido amplamente utilizados para o tratamento de esgoto municipal, haja vista que, esse sistema tem como principal finalidade reduzir a concentração de matéria orgânica (MO), estabilizando-a em produtos mineralizados como gás carbônico e água e reduzir de forma acentuada microrganismos patogênicos e indicadores de contaminação fecal. Para atingir essa finalidade é necessário elevado tempo de detenção hidráulica (TDH) que, sob as condições favoráveis encontradas nas regiões tropicais está geralmente na faixa de 20 a 30 dias (MARA, 1975; MARA e PEARSON, 1987; YANEZ, 1993).

Mara e Pearson (1987) mostraram que para esgoto bruto a natureza da lagoa fica estabelecida pela carga orgânica aplicada. Na Tabela 3.4 encontra-se descrita a carga de DBO_5 recomendada para lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, tratando esgoto doméstico em regiões de clima quente.

Tabela 3.4 - Carga de DBO_5 recomendada para definir a natureza de lagoas que recebem esgoto de regiões de clima quente.

Lagoas anaeróbias	entre 300 a 400g DBO_5 /m ³ .dia
Lagoas facultativas	entre 150 e 300kg DBO_5 /ha.dia
Lagoas de maturação	<150kg DBO_5 /ha.dia

Fonte: Adaptado de Mara e Pearson (1987).

A partir de 1994, a EXTRABES (UFPB), vem concentrando seus estudos em reservatórios profundos de estabilização com a finalidade de verificar a viabilidade técnica, econômica e ambiental dos mesmos no tratamento de esgotos domésticos, para posterior reuso na agricultura, na região nordeste do Brasil.

3.6.3 Eficiência operacional das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização promovem condições ambientais que diminuem a concentrações das substâncias poluidoras e dos microrganismos contaminantes presentes nos esgotos. A forma de atuar é através de processos físico, químicos e biológicos. Os processos mais importantes são a fotossíntese, a oxidação biológica e a fermentação. Dentre os

processos físicos de destaca a sedimentação. SLE destinadas ao tratamento de esgoto doméstico são projetadas em geral para diminuir a DBO e por isso a eficiência do sistema é avaliada, principalmente, para esta variável (von SPERLING, 1999; KELLNER e PIRES, 1998; SHILTON e HARRISON, 2003; OLIVEIRA e von SPERLING, 2005). SLE tem, em geral, baixa remoção de nutrientes.

Os principais indicadores da qualidade higiênica ou sanitária dos efluentes tratados são os coliformes termotolerantes (CTerm.) e os ovos de helmintos. Estes últimos foram considerados indicadores sanitários por possuírem capacidade de sobrevivência maior que a de outros microrganismos, como as bactérias indicadoras de contaminação fecal e as enteropatogênicas. Os mecanismos de remoção de ovos de helmintos e bactérias coliformes, assim como outras bactérias são distintos. A remoção dos ovos de helmintos ocorre por sedimentação, como resultado da alta densidade do ovo e o longo TDH, que favorece sua sedimentação ou por adsorção dos ovos aos flocos biológicos formados no sistema. Já os coliformes, decrescem com o tempo porque morrem, em decorrência das condições adversas para sua sobrevivência geradas nas lagoas.

As concentrações de nutrientes nos esgotos e nos efluentes podem variar diariamente (horas do dia), sazonalmente (estações do ano, seca e chuva no semiárido do nordeste do Brasil) ou de região para região. Na Tabela 3.5 se observa que a contribuição dos nutrientes (N e PT) não é homogênea numa mesma região, ou seja, as concentrações encontradas nas águas residuárias de algumas cidades do estado da Paraíba demonstram como variam ao longo do ano, sendo tal comportamento atribuído à diluição dos esgotos, em virtude de chuvas, ou dos hábitos alimentares heterogêneos da população.

A remoção de nutrientes em lagoas de estabilização foi estudada por vários pesquisadores, que procuram analisar a dinâmica de remoção de nutrientes neste sistema de tratamento. Estudando 40 sistemas australianos instalados no estado de SP e MG, Oliveira e von Sperling (2005) observaram faixas de eficiências que compararam com faixas típicas reportadas pela literatura. Os intervalos dessas concentrações estão apresentados na Tabela 3.5. Observa-se que as porcentagens de redução de DBO, SST e fósforo total nas lagoas de SP e MG foram maiores que os apresentados na literatura em aproximadamente 50% das lagoas (entre 45 e 68%). Segundo os autores, os sistemas australianos tiveram bom desempenho, já que um percentual expressivo de ETE's teve eficiências acima do limite superior das faixas consideradas.

Tabela 3.5 - Faixa de concentração de efluentes de 43 sistemas australianos do estado de São Paulo e o reportado na literatura.

Constituinte		Literatura	Observada
Variáveis	Unidade		
DQO	(mg.L ⁻¹)	50 a 80	54 a 133
DBO	(mg.L ⁻¹)	120 a 200	213 a 421
SST	(mg.L ⁻¹)	60 a 90	80 a 236
NTK	(mg.L ⁻¹)	>20	26 a 69
PT	(mg.L ⁻¹)	>4	4 a 8

Fonte: Oliveira e von Sperling (2005).

Silva (1982), operando uma série de lagoas rasas, anaeróbia (1,25m) seguida por uma lagoa facultativa secundária (1,0m) e por três de maturação (1,0m), em Campina Grande-PB, durante aproximadamente 4 anos (junho/1977 a dezembro/1981), demonstrou que o aumento da vazão em 317% provocou pequena redução na remoção de nitrogênio amoniacal (4%) e de fósforo total (3%) na lagoa anaeróbia. Por outro lado, estas mudanças acarretaram um aumento (5%) na remoção de ortofosfatos no mesmo reator. Segundo Shilton e Harrison (2002), as lagoas de estabilização podem ainda remover 45% em média de PT. Na lagoa facultativa (LF), no mesmo trabalho, o autor observou que tal mudança operacional proporcionou redução de 15,7% na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e pouco influenciou na remoção de fósforo.

Em novo experimento, Silva (1982) reduziu a vazão em 50% e observou que as remoções de nitrogênio amoniacal e fósforo total na lagoa anaeróbia tenderam a permanecer constantes, enquanto que a remoção de ortofosfatos praticamente dobrou. Na LF as remoções de nitrogênio e fósforo apresentaram o mesmo comportamento observado no reator anterior, porém, a remoção de ortofosfatos foi bem superior (8,43%).

Outro experimento realizado em Campina Grande-PB por Oliveira (1990), durante o período de janeiro/1987 a dezembro/1987, aplicado sobre uma série de lagoas (uma anaeróbia, seguida de uma facultativa secundária e três de maturação) profundas (2,2m), em duas fases que eram diferenciadas por possuírem características operacionais distintas, particularmente vazão, TDH e cargas. Este experimento demonstrou que ao aumentar a vazão afluente não houve remoção de nitrogênio amoniacal, talvez em virtude da maior profundidade dos reatores, quando comparados aos operados por Silva (1982). Com relação ao fósforo, os baixos valores de pH e biomassa fitoplanctônica, em virtude da profundidade das lagoas, contribuíram para a conservação de ortofosfatos nos reatores. Estes estudos

demonstram que mudanças nos parâmetros operacionais e físicos afetam a remoção de nitrogênio e fósforo nas lagoas de estabilização.

3.7 Reúso de efluentes na agricultura

Os esgotos tratados têm um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos como um substituto para o uso de águas destinadas a fins de irrigação agrícola, entre outros. Durante as duas últimas décadas, o uso de efluentes para irrigação aumentou significativamente no Brasil, principalmente pela crescente dificuldade de identificar fontes alternativas de águas para irrigação, além do custo elevado de fertilizantes e seus riscos para a saúde pública, o solo e para as águas superficiais e subterrâneas. Sobretudo influenciou a importância e o valor da prática da gestão dos recursos hídricos atualmente reconhecidos pelos órgãos gestores, que vem impulsionando cada vez mais o reúso das águas dos esgotos, após de seu tratamento (VARALLO *et al.*, 2010; MANCUSO e SANTOS, 2003; WEBER *et al.*, 2010).

Observados os cuidados necessários e vencidas as resistências de natureza cultural da população, o reúso apresenta-se como uma solução sanitariamente segura, economicamente viável e ambientalmente sustentável. A O.M.S. reconheceu que o tratamento de esgotos por SLE é a metodologia mais eficiente de remoção de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e o mais recomendado para países em desenvolvimento quando se visa o reúso na agricultura (WHO, 2006). Shuval (1990) comenta que, somente quando bem projetados e operados os SLE podem produzir efluente com a qualidade exigida para irrigação irrestrita, atendendo os critérios da O.M.S.

A região nordeste do Brasil caracteriza-se por chuvas entre 300 a 1000 mm/ano, com de distribuição espacial irregular e concentradas em 3 a 4 meses. Essas características climáticas limitam a produção agrícola em cerca de 88% da área do semiárido, sendo mais ou menos 33% no agreste e 55% no sertão. Associa-se com essa situação a falta de alimentos e os elevados índices de pobreza. Por outro lado, a agricultura irrigada é considerada uma atividade econômica lucrativa, sendo seu principal empecilho a indisponibilidade dos grandes volumes d'água requeridos, principalmente em regiões com elevados índices de evapotranspiração, como o nordeste brasileiro. Entre as diferentes alternativas utilizadas para solucionar ou minimizar a falta deste recurso está o uso de águas residuárias, provenientes de esgotos tratados em sistemas baseados por processos biológicos como as lagoas de estabilização (FONSECA *et al.*, 2007).

Experimentos desenvolvidos em todo o mundo, ali incluindo as realizadas no contexto do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) que teve 10 anos de duração, sendo concluído em 2009, indicam que o uso de esgoto doméstico tratado contribui para a redução da utilização de fertilizantes químicos na irrigação e na hidroponia, incluindo-se ainda, economia na ração se aplicados na piscicultura. Os nutrientes dos efluentes de ETE's são aproveitados pelas plantas e pelos animais promovendo o desenvolvimento das culturas agrícolas e dos peixes, mesmo sem o fornecimento de fertilizantes químicos ou rações comerciais (PAGANINI, 2003; FREITAS, 2006).

3.7.1 Qualidade da água para uso na agricultura

Os padrões de qualidade da água para reúso de efluentes na agricultura devem ser estabelecidos observando-se a proteção da saúde pública, os requerimentos de uso específico, os efeitos sobre o solo, a vegetação e os aquíferos, os impactos ambientais, os efeitos estéticos, a aceitação do usuário e a política local (CROOK, 1993).

O conceito de qualidade de água refere-se ao conjunto de características que podem afetar sua adaptabilidade para uso específico. Na irrigação, a qualidade físico-química do efluente doméstico leva em consideração diversas variáveis, que se refletem na produtividade e na qualidade das culturas, na manutenção da produtividade do solo e na proteção do meio ambiente. Segundo Reichardt (1990) dentre essas variáveis, as consideradas mais importantes em águas de reúso para irrigação agrícola são: salinidade, razão de adsorção de sódio (RAS) e o teor de boro.

A salinidade é a medida da quantidade de sais dissolvidos em uma determinada massa de água, analisada através da condutividade elétrica (CE) e dos sólidos totais dissolvidos (STD), ambas as medidas podem ser utilizadas porque são equivalentes. Teores excessivos de sais dissolvidos contidos em águas de reúso para irrigação podem reduzir a pressão osmótica do solo, diminuindo a absorção de água pela planta devido ao aumento da toxicidade de íons específicos e da degradação das características físicas do solo. Os teores máximos de salinidade para as plantas variam de espécie para espécie e dentro de uma mesma espécie, segundo a variedade vegetal e o seu estágio de crescimento (MEDEIROS, 2007).

A diminuição da capacidade de infiltração normalmente está associada com altos teores de sódio (Na^+) em relação à concentração de cálcio (Ca^+) e/ou na concentração de sais solúveis. A desproporcionalidade entre esses íons reduz a velocidade infiltração da água. Assim, a elevada concentração de sódio reduz à quantidade de água que atinge a zona radicular, obstruindo os vazios e causando a impermeabilidade do solo. A sodicidade deve ser

controlada através da medição das concentrações de Na⁺ (sódio), Ca⁺ (cálcio), e Mg⁺ (magnésio), o índice de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) indica os limites de proporcionalidade entre estes elementos (PAGANINI, 2003).

Tanto a salinidade quanto a sodicidade afetam a velocidade de infiltração da água no solo. Em geral, alta salinidade aumenta a velocidade de infiltração da água; inversamente, baixa salinidade e/ou elevada proporção de sódio em relação ao cálcio provoca redução na capacidade de infiltração do solo (VARALLO *et al.*, 2010). O cálculo da RAS assume papel preponderante, posto que a combinação CE e RAS auxiliam na avaliação dos perigos que a água oferece quanto à indução de salinidade e aumento nos teores de sódio na solução do solo. A RAS é dada por:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{[(\text{Ca} + \text{Mg})/2]^{1/2}} \quad \text{Eq.: 1.1}$$

Onde: Na, Ca e Mg, representam as formas de sódio, cálcio e magnésio em meq.L⁻¹, respectivamente.

Outros parâmetros importantes na avaliação da qualidade da água para irrigação referem-se à determinação de íons tóxicos na água. A toxicidade causa redução da produtividade das culturas não por falta de água, mas porque quando a planta transpira absorve cátions dissolvidos na água do solo e ocorrem problemas de clorose e queima dos tecidos vegetais, podendo chegar até a morte da planta se o acúmulo for elevado (ALMEIDA, 2010). Segundo Ayers e Westcot (1991), os íons tóxicos mais freqüentes nas águas de irrigação são o sódio, o cloreto e o boro. Os danos podem ser provocados pelos íons individualmente ou pela sua combinação. O controle pode ser feito através da lixiviação do solo para reduzir o potencial de toxicidade.

O boro elementar não é significativamente tóxico e por isso não pode ser classificado como maléfico, no entanto, quando em pó muito fino, é duro e abrasivo para a pele. Pequenas concentrações de boro na água são indispensáveis para o crescimento das plantas, mas em grandes quantidades este elemento é tóxico (AYRES e WESTCOT, 1999). A Portaria n° 518/04 do Ministério da Saúde, que estabelece padrões de qualidade para água de consumo humano, não faz referência a este parâmetro, no entanto, a OMS. (1999) recomenda valor máximo de 0,5 mg.L⁻¹ para água potável.

3.7.2 Padrões da OMS

Antes de serem utilizadas para a irrigação de produtos agrícolas, as águas residuárias devem ser tratadas a ponto que não comprometam a saúde dos agricultores e da população. O departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia (EUA) em 1978, publicou a norma “Wastewater Reclamation Criteria” a qual exigia que efluentes de ETE’s que fossem utilizados para irrigação de culturas a serem consumida cruas por seres humanos contivessem número de coliformes fecais menor que 2,2UFC/100mL. No caso de pastagens para animais leiteiros, a água residuária utilizada não deveria conter mais de 23UFC/100mL (STATE OF CALIFORNIA, 1978 *apud* ATHAYDE Jr. *et al.*, 2009). Estudos realizados sobre a transmissão de doenças por meio de águas residuárias aplicadas na agricultura mostraram que os padrões microbiológicos adotados na Califórnia eram demasiados rígidos, provocando gastos desnecessários no tratamento dos esgotos (SHUVAL, 1990). Baseada em diversos estudos epidemiológicos a OMS. (2006) publicou as recomendações “Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture” nas quais encontram-se descritos no Quadro 3.1.

Categoria irrigação	Opção ⁽¹⁾	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (log ₁₀) ⁽²⁾	Qualidade do efluente	
			<i>E.coli</i> 100mL ⁻¹ ⁽³⁾	Ovos helmintos L ⁻¹
Irrestrita	A	4	≤ 10 ³	≤ 1 ⁽⁴⁾⁽⁵⁾
	B	3	≤ 10 ⁴	
	C	2	≤ 10 ⁵	
	D	4	≤ 10 ³	
	E	6 ou 7	≤ 10 ¹ ou 10 ⁰	
Restrita	F	4	≤ 10 ⁴	
	G	3	≤ 10 ⁵	
	H	<1	≤ 10 ⁶	

(1) Combinação de medidas de proteção à saúde (ver figura 2.1). (A): cultivo de raízes e tubérculos; (B) cultivo de folhosas; (c) irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; (D) irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; (E): qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (pó exemplo, turbidez, SST, cloro residual); (F): agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva; (G): agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada; (H) técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial).

(2) remoção de vírus que associada a outras medidas de proteção à saúde corresponderia a uma carga de doenças virais tolerável ≤ 10⁶ DALY ppa e riscos de infecções bacterianas e por protozoários.

(3) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (2).

(4) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e, ou, medidas complementares mais exigentes: ≤ 0,1 ovo L⁻¹, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de 1 log₁₀ na higiene dos alimentos pode-se admitir ≤ 10 ovos L⁻¹.

(5) Média aritmética em pelo menos 90% do tempo, durante o período de irrigação. A remoção requerida de ovos de helmintos (log₁₀) depende a concentração presente no esgoto bruto com o emprego de lagoas de estabilização, o tempo de detenção hidráulica pode ser utilizado como indicador de remoção de helmintos. No caso da utilização de técnicas de tratamento mais complexas (opção E), o emprego de outros indicadores (por exemplo, turbidez ≤ 2 NT) pode dispensar a verificação do padrão ovos helmintos. No caso de irrigação localizada, em que não haja contato da água com as plantas e na ausência de riscos para os agricultores (por exemplo, opção H) o padrão ovos de helmintos poderia ser dispensável.

Quadro -3.1 - Padrões microbiológicos para reúso de águas residuárias. Fonte: WHO (2006)

3.7.3 Modelo de Riverside para classificação de água para irrigação

Um dos critérios mais aceitos e usados para classificar a água para uso na irrigação é o de Riverside do United States Salinity Laboratory (USSL) (Figura 2.1). Essa classificação é baseada na condutividade elétrica (CE), medida em $\mu\text{mhos/cm}$, e na RAS. As categorias de água para irrigação segundo o USSL (RICHARDS, 1954) são:

- **C0 - águas de salinidade fraquíssima**, que podem ser utilizadas sem restrições para irrigação;
- **C1 - águas de salinidade fraca**, CE compreendida entre 100 e 250 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C (sólidos dissolvidos: 64 a 160 mg.L^{-1}). Podem ser utilizadas para irrigar a maioria das culturas, na maioria dos solos, com pequeno risco de incidentes de salinização do solo, exceto se a permeabilidade do solo for extremamente fraca. Necessita de alguma lixiviação, porém esta se consegue em condições normais de irrigação, exceto em solos de muito baixa permeabilidade.
- **C2 - águas de salinidade média** (CE entre 250 e 750 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C, sólidos dissolvidos: 160 a 480 mg.L^{-1}). Devem ser usadas com precaução, podendo ser utilizadas em solos silto-arenosos, siltosos ou areno-argilosos quando houver uma lixiviação moderada do solo, na maioria dos casos não necessita de práticas especiais de controle de salinidade. Os vegetais de fraca tolerância salina podem ainda ser cultivados na maioria dos casos;
- **C3 - águas de alta salinidade**, CE entre 750 e 2250 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C (sólidos dissolvidos: 480 a 1440 mg.L^{-1}). Só podem ser utilizadas em solos bem drenados. Mesmo em solos bem cuidados, devem ser tomadas precauções especiais de controle da salinização e selecionar unicamente os vegetais de alta tolerância salina devem ser cultivados;
- **C4 - águas de salinidade muito alta** (com CE entre 2250 e 5000 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C e sólidos dissolvidos: 1440 a 3200 mg.L^{-1}). Geralmente não servem para irrigação, podendo ser, excepcionalmente, utilizadas em solos arenosos permeáveis, bem cuidados e abundantemente irrigados. Apenas os vegetais de altíssima tolerância salina podem ser cultivados nestas condições;
- **C5 - águas de salinidade extremamente alta**, CE entre 5000 e 20000 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C (sólidos dissolvidos: 3200 a 12800 mg.L^{-1}). São águas utilizáveis apenas em solos excessivamente permeáveis e muito bem cuidados. Com única exceção no cultivo de palmeiras;

- **S1 - águas fracamente sódicas;** podem ser utilizadas na maioria dos solos com com pouca probabilidade de formação de teores nocivos de sódio susceptível de troca. Prestam-se ao cultivo de quase todos os vegetais;
- **S2 - águas medianamente sódicas;** apresentam perigo de sódio para solos de textura fina e alta capacidade de troca de cátions, especialmente em condições de lixiviação deficiente, a menos que o solo contenha gesso. Podem ser utilizados nos solos de textura grosseira ou ricos em matéria orgânica, com boa permeabilidade;
- **S3 - águas altamente sódicas;** há perigo de formação de teores nocivos de sódio na maioria dos solos, salvo os gipsíferos. Exigem tratamento especial do solo (boa drenagem, lixiviação e presença de matéria orgânica) e podem ser utilizadas em vegetais com alta tolerância ao sódio.
- **S4 - águas extremamente sódicas;** geralmente imprestáveis para a irrigação, salvo se a salinidade global for fraca ou, pelo menos, média. Podem ser aplicadas em solos altamente drenáveis ricos em carbonatos.

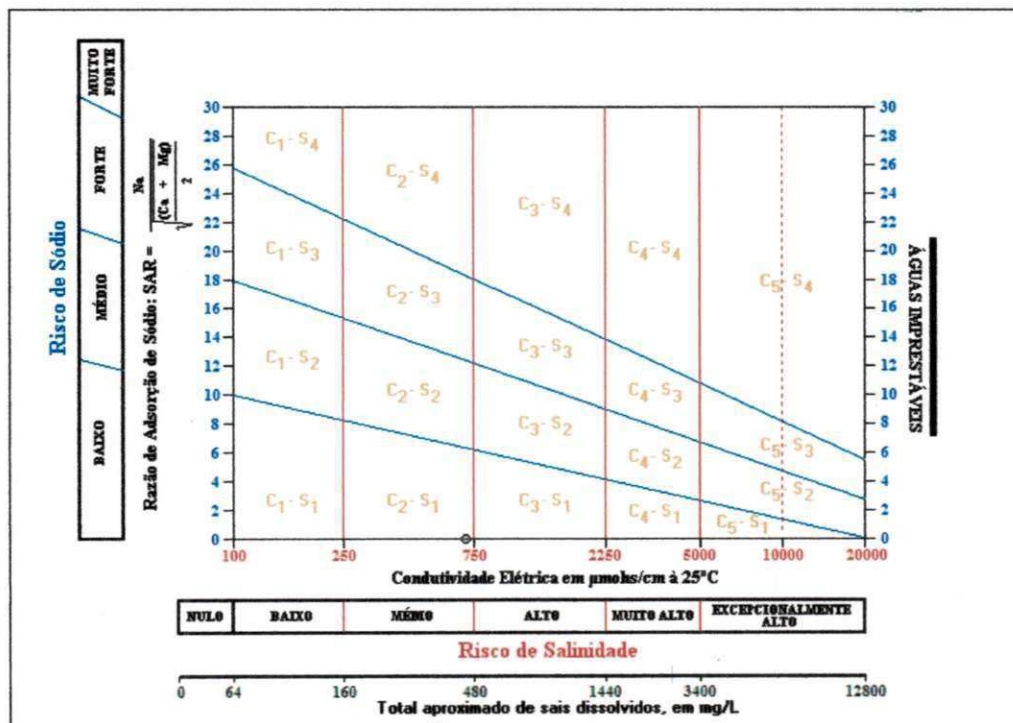


Figura 3.1 - Diagrama de Riverside, modelo gerado pelo software Qualigraf (versão Beta).

Com base nesse conjunto de conceitos se procedeu neste trabalho a avaliar a eficiência das ETE's do SLE do estado da Paraíba e verificar se o efluente depois de descarregado nos corpos receptores, ou seja, o efluente após a diluição com as águas receptoras, estes possam ser usado na prática da agricultura irrigada (irrestrita).

4.1 Aspectos geográficos e climatológicos dos municípios

Os corpos d'água e as estações de tratamento de esgoto (ETE's) contempladas neste estudo pertencem a municípios que abrangem diferentes regiões geográficas e condições climatológicas. Os dados físicos, geográficos e demográficos encontram-se descritos na Tabela 4.1. Os dados do tipo de clima, períodos de seca e chuva, precipitação, e temperatura média do ar foram obtidos no Atlas Geográficos do Estado da Paraíba (GEP, 2003) e encontram-se na Tabela 4.2.

4.2 Localização dos sistemas de tratamento

A Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) definiu a sua administração por meio de Gerências Regionais ou Unidades de Negócio (U.N.), como procedimento para melhor execução de atendimento aos municípios. O estudo contemplou o monitoramento de oito (08) estações, cujo processo de tratamento biológico adotado é o de lagoas de estabilização, as ETE's sob estudo pertencente às Regionais:

- Litoral – ETE de Mangabeira;
- Brejo – ETE's de Sapé e Guarabira;
- Borborema – ETE de Campina Grande;
- Espinharas – ETE's de Patos e Itaporanga;
- Rio do Peixe – ETE de Sousa;
- Alto Piranhas – ETE de Cajazeiras.

Tabela 4.1 - Dados físicos, geográficos e demográficos dos municípios do estado da Paraíba onde se localizam as ETE's monitorados no período de 2000 a 2004.

Dados físicos			Dados geográficos			Dados demográficos									
Gerência Regional	Município	Área (km ²) ⁽¹⁾	Latitude (sul) ⁽²⁾	Longitude (oeste) ⁽²⁾	Altitude (m) ⁽²⁾	População 2000 ⁽¹⁾					População 2010 ⁽³⁾				
						Total (hab)	Urbana (hab)		Rural (hab)		Total (hab)	Urbana (hab)		Rural (hab)	
							(%)	(%)	(%)	(%)		(%)	(%)		
Litoral	João Pessoa	210,5	7°7'	34°53'	5	597.934	597.934	100,0	0	0	723.514	720.789	99,6	2.725	0,4
Brejo	Sapé	330,6	7°6'	35°14'	125	47.353	35.516	75,0	11.837	25,0	50.151	38.149	76,1	12.002	23,9
	Guarabira	149,5	6°51'	35°29'	89	51.482	44.068	85,6	7.414	14,4	55.340	48.974	88,5	6.366	11,5
Borborema	C. Grande	970,0	7°13'	35°52'	508	355.331	337.484	95,0	17.847	5,0	385.276	367.278	95,3	17.998	4,7
Espinharas	Patos	508,7	7°1'	37°17'	250	91.761	87.949	95,8	3.812	4,2	100.695	97.296	96,6	3.399	3,4
	Itaporanga	481,8	7°18'	38°10'	230	21.123	14.689	69,5	6.434	30,5	23.195	17.632	76,0	5.563	24,0
Rio do Peixe	Sousa	765,0	6°45'	38°14'	200	62.635	46.200	73,8	16.435	26,2	65.807	51.885	78,8	13.922	21,2
Alto Piranhas	Cajazeiras	569,9	6°53'	38°34'	291	54.715	41.964	76,7	12.751	23,3	58.437	47.489	81,3	10.948	18,7

⁽¹⁾ IBGE (2010a); ⁽²⁾ UACA (2010); ⁽³⁾ IBGE (2010). Nota: C.Grande - Campina Grande

Tabela 4.2 - Dados climatológicos dos municípios contemplados no estudo.

Dados Climatológicos						
Regional	Município	Clima ⁽¹⁾	Período de seca	Período chuvoso	Pluviosidade (mm)	T _{média anual} do ar (°C)
Litoral	João Pessoa	Quente e úmido	setembro - dezembro	janeiro - agosto	2.200 - 2.400	26,0
Brejo	Sapé	Quente e úmido	agosto - fevereiro	março - junho	1.400 - 1.600	24,0
	Guarabira	Quente e úmido	agosto - fevereiro	março - julho	1.000 - 1.200	24,0
Borborema	C. Grande	Quente e úmido e Semiárido	agosto - março	abril - julho	600 - 800	22,0
Espinharas	Patos	Quente e úmido	maio - janeiro	fevereiro - abril	800 - 1.000	27,0
	Itaporanga	Quente e úmido	junho - dezembro	janeiro - maio	600 - 800	26,5
Rio do Peixe	Sousa	Quente e úmido	junho - dezembro	janeiro - maio	800 - 1.000	26,5
Alto Piranhas	Cajazeiras	Semi-árido quente e seco	maio - dezembro	janeiro - abril	800 - 1.000	26,1

Fonte: GEP (2003)

⁽¹⁾ Segundo a classificação de Köppen (1948).

A Figura 4.1 mostra a localização dos municípios onde estão inseridas as referidas ETE's e corpos d'água nas suas respectivas regionais.

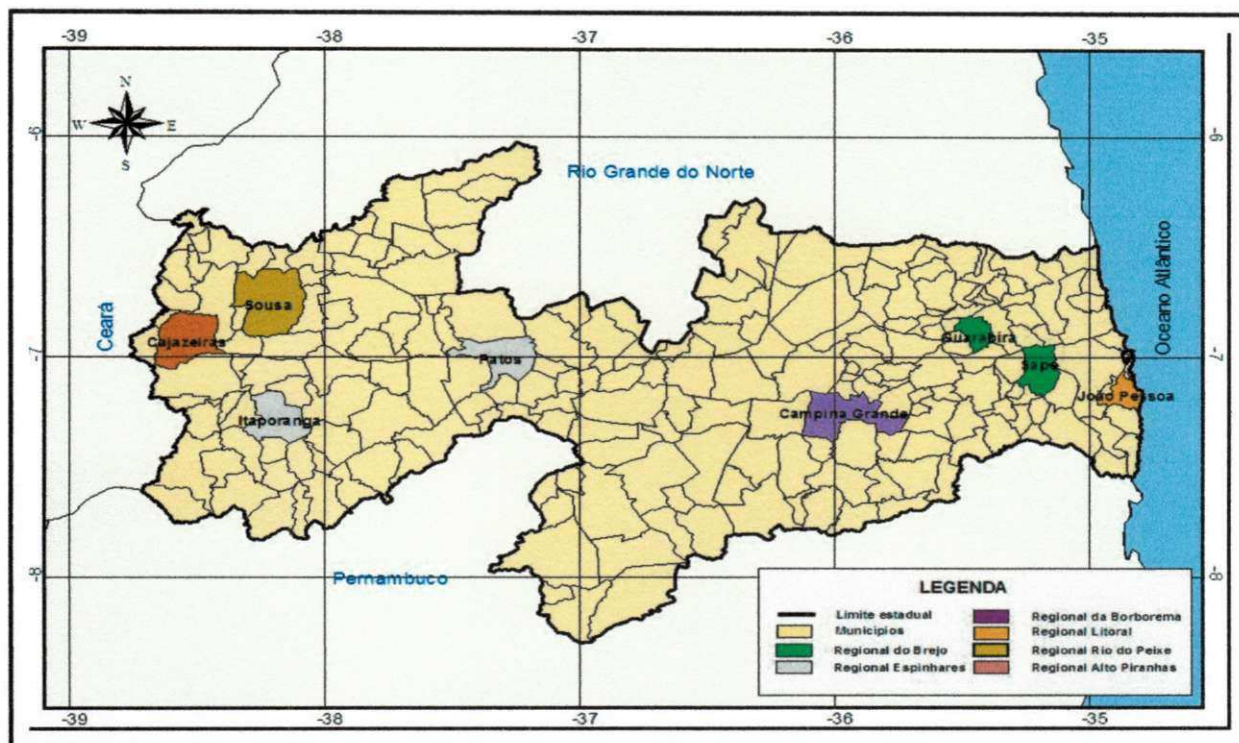


Figura 4.1 – Municípios do estado da Paraíba onde se localizam as ETE's monitoradas no período de 2000 a 2004.

4.3 Descrição dos sistemas

As características físicas, operacionais e gerais das ETE's, assim como, o número de ligações de água e esgoto dos municípios encontram-se na Tabela 4.3, dados estes fornecidos pela CAGEPA (CAGEPA, 2010).

Regional do Litoral

A Regional do Litoral abrange os sistemas de tratamento do Baixo Róger e Mangabeira. Para esta pesquisa foi avaliado apenas o sistema da Mangabeira, visto que a ETE do Baixo Róger não dispunha de dados suficientes. A ETE de Mangabeira tem capacidade para tratar, águas residuárias domésticas equivalente a uma população de 99.300 habitantes; a mesma é responsável pelo tratamento de 30% da água residuária doméstica coletada em todo o município de João Pessoa (FREITAS, 2006; OLIVEIRA, 2010).

A ETE da Mangabeira abrange os bairros de Mangabeira, conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo, formadores da bacia sul conhecida por bacia do Paratibe. Inicialmente a ETE foi projetada para operar com quatro módulos, comportando cada módulo três reatores em série, sendo o primeiro uma lagoa aerada com mistura completa, seguida por uma aerada

Tabela 4.3 - Características físicas, operacionais e gerais de projeto das ETE's do estado da Paraíba - Brasil.

Características	Componentes	Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)											
		Regional											
		Litoral			Brejo		Borborema		Espinhares		R. do Peixe	A. Piranhas	
		Mangabeira			Sapé	Guarabira	Campina Grande		Patos	Itaporanga	Sousa	Cajazeiras	
		Anaer.	Facult.	Matur.	Facult. Primária	Anaer.	Facult.	Anaer.	Facult.	Lagoa Aerada	Facult. Primária	Facult. Primária	Facult. Primária
Físicas	Área (ha) ⁽¹⁾	0,4	-	-	2,6	0,1	1,1	1,5	2,4	2,0	2,4	5,4	2,5
	Comprimento (m)	-	-	-	260*	-	-	140	150	86	150	-	-
	Largura (m)	-	-	-	100*	-	-	110	100	41	100	-	-
	Profundidade (m)	3,7	-	-	2,2	3,7	2,2	3,5	1,0	2,5	1,0	1,0	1,5
	Volume (m ³) ⁽²⁾	14.800	-	-	57.200	-	24.024	53.900	-	5.100	24.160	54.400	125.000
Operacionais	Vazão (L/s) ⁽¹⁾	-	-	-	14,7	7,6	7,6	350,0	-	31,6	8,4	17,9	37,5
	TDH (dias)	-	-	-	11,3	1,8	11,5	3,5	-	3,0	20,0	23,0	20,8
	λs (kg DBO ₅ /ha.dia)	-	-	-	411	5.108	143	-	-	212	212	282	389
	λv (g DBO ₅ /m ³ .dia)	-	-	-	-	138	6,5	-	-	-	-	-	-
	Eficiência (%) ⁽¹⁾	-	-	-	92,4	-	-	-	-	88,8	-	-	-
Gerais	Per capita (L/hab.dia)	250	250	250	114	-	-	250	250	74	74	90	74
	Pop. esgotada fim do plano ⁽³⁾	-	-	-	35.100	-	-	-	-	120.134	-	142.792	19.617
	Ligações de água ⁽³⁾	165215 **			10.383	16.458		101.812		28.280	4.703	16.756	14.616
	Ligações de esgoto ⁽³⁾	70782**			1.762	6.708		62.466		1.505	1.420	4.688	2.082

Fonte: CAGEPA, (2010).

⁽¹⁾ (RIBEIRO, 2007); ⁽²⁾ Calculada; ⁽³⁾ (MEDEIROS, 2007).

* Valores aproximados devido a sua forma irregular.

** Referente ao município de João Pessoa.

facultativa e por último uma de maturação.

Desde o ano de 2000, o sistema da Mangabeira passou a ter três módulos e apenas o terceiro mantém a configuração original. Nos módulos I e II, a CAGEPA decidiu eliminar os aeradores, em virtude da dificuldade de operação e de manutenção dos equipamentos eletromecânico, e transformar estes em séries com duas lagoas anaeróbias seguidas de uma lagoa facultativa secundária (Figura 4.2).

A ETE recebe esgoto bombeado por três estações elevatórias (EE) situadas nos bairros de abrangência da ETE da Mangabeira. O afluente recebe tratamento preliminar (grade mecanizada e caixa de areia), para posterior encaminhamento ao sistema de tratamento. O efluente produzido é lançado diretamente no rio Cuiá, que desemboca no Oceano Atlântico, a poucos quilômetros da estação.

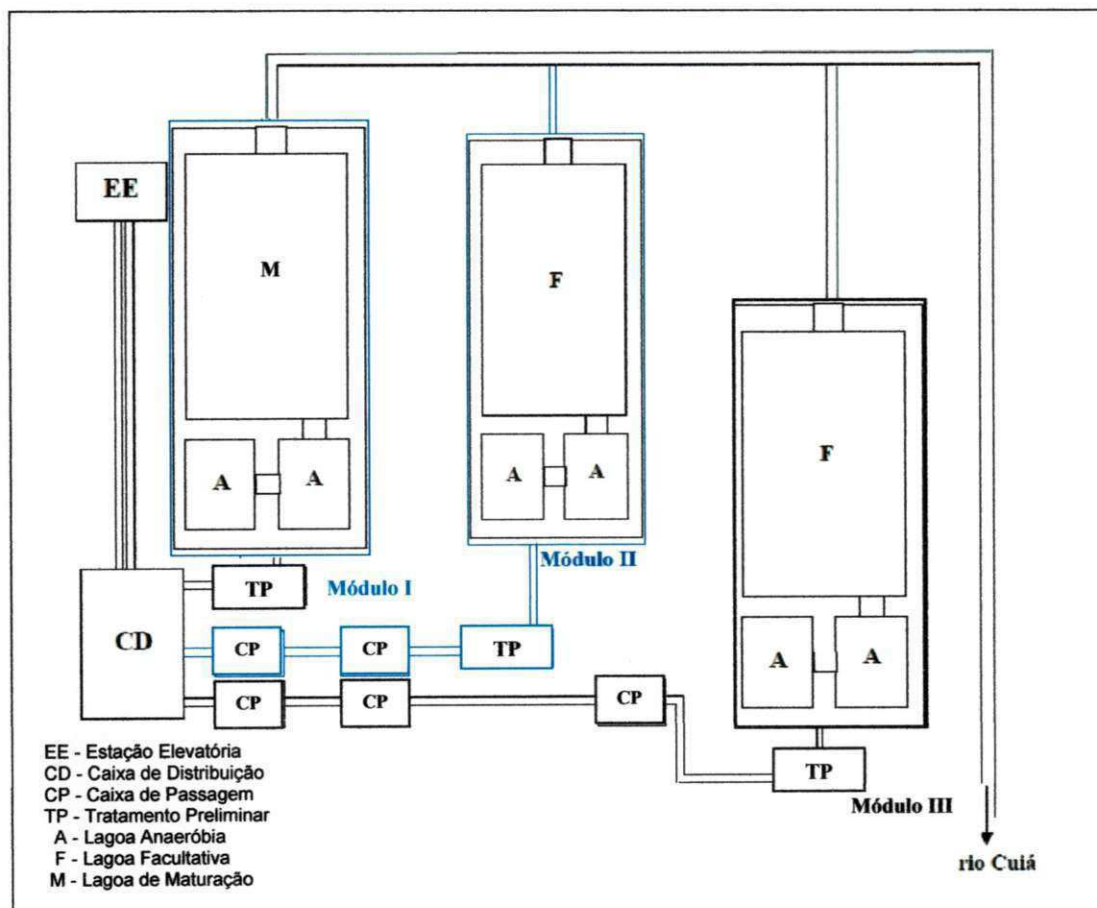


Figura 4.2 - Representação esquemática da ETE de Mangabeira (João Pessoa - PB), destacando os Módulos I e II. Fonte: Adaptado de Freitas (2006).

Regional do Brejo

A Regional do Brejo abrange os sistemas de tratamento dos municípios de Sapé e Guarabira. A ETE de Sapé foi projetada para atuar em duas etapas: a primeira de 1971 a 1979,

e a segunda de 1980 a 2000, para atender uma população de 12.000 e 39.404 habitantes, respectivamente. O sistema é constituído por duas redes coletoras e cada uma delas com EE; a alimentação é realizada por bombeamento e um emissário descarrega o esgoto bruto diretamente na lagoa facultativa primária, construída numa depressão do terreno que lhe confere uma forma irregular (Figura 4.3). A ETE não possui tratamento preliminar e o efluente final é lançado no riacho São Salvador (pertencente à Bacia Hidrográfica do Paraíba) cujas águas estão represadas 4 km a jusante da descarga.

A represa São Salvador foi construída em 1992 e rapidamente apresentou sinais de acelerado processo de eutrofização, caracterizado pelo florescimento algal intenso e altos níveis de oxigênio dissolvido em determinados pontos. A represa, construída para atender uma população de final de projeto de aproximadamente 20.000 habitantes (TAVARES, CEBALLOS e KÖNIG, 2003).

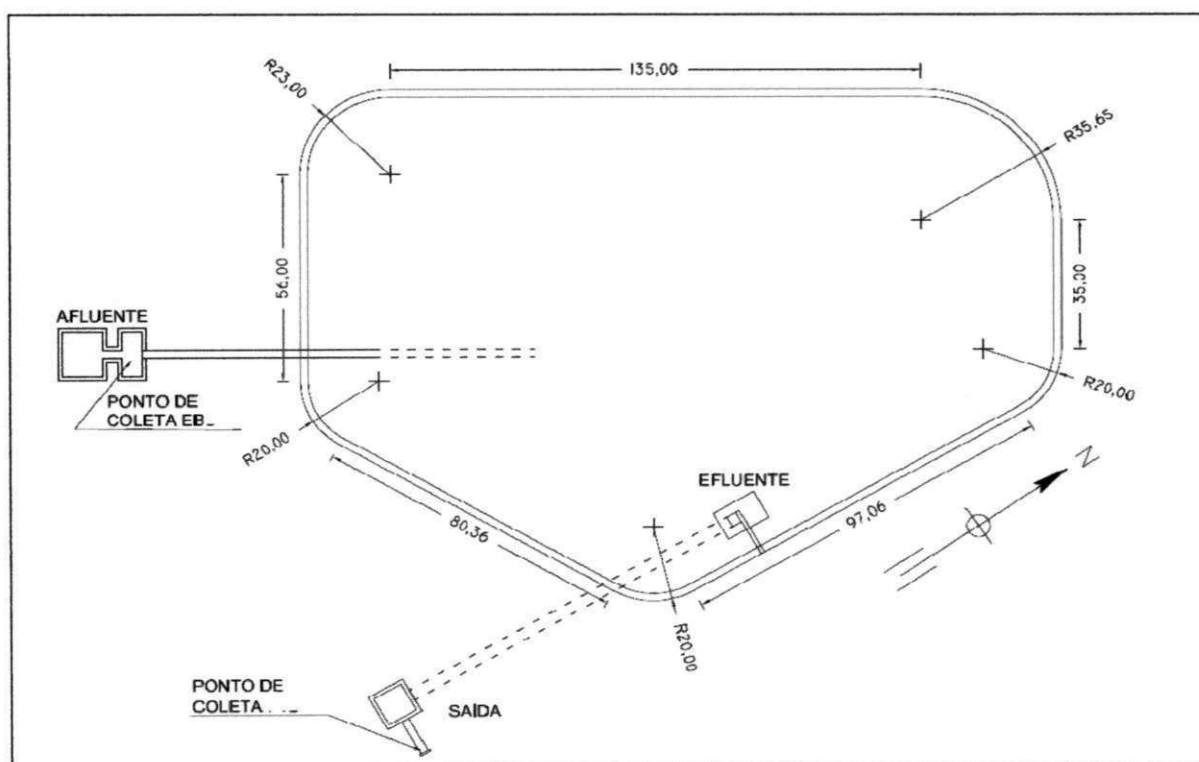


Figura 4.3 - Representação esquemática da ETE de Sapé (Sapé - PB). Fonte: Adaptado de Florentino (1993).

A ETE de Guarabira é constituída por dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa, com formas retangulares (Figura 4.4). A ETE foi projetada para operar em duas etapas: a primeira de 1987 a 1996 e a segunda de 1997 a 2006, para atender uma população prevista para cada módulo de 13.000 e 20.000 habitantes, respectivamente. Devido à topografia do terreno, duas EE's fazem bombeamento

do esgoto até a estação, e o efluente final é lançado no rio Guarabira, que corre adjacente à estação e tem percurso de, aproximadamente, 18 km dentro do município, no qual ao longo do seu curso, este recebe contribuições difusas de esgotos de locais não saneados. O rio Guarabira encontra-se inserido na Bacia Hidrográfica Mamanguape.

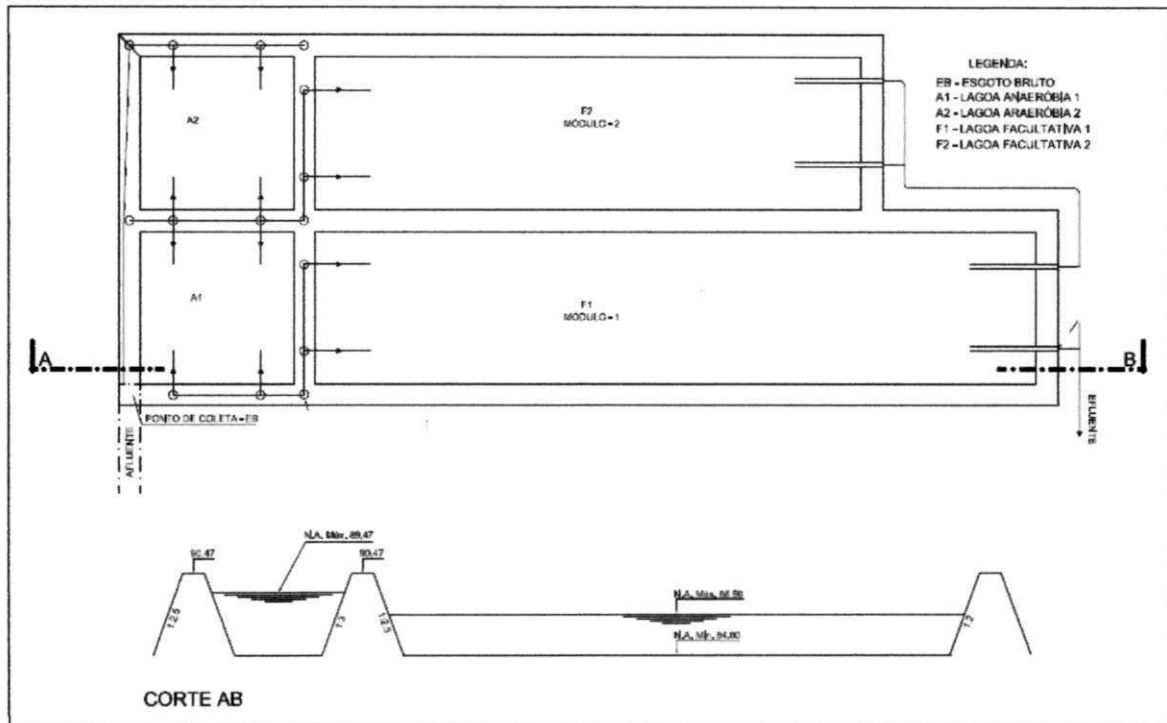


Figura 4.4- Representação esquemática da ETE de Guarabira (Guarabira - PB). Fonte: Adaptado de Florentino (1993).

Regional da Borborema

Os sistemas de tratamento avaliados que constituem a Regional da Borborema, pertencem aos municípios de Campina Grande e Monteiro; para esta pesquisa foi avaliado apenas o sistema de tratamento de Campina Grande, visto a inviabilidade de monitoramento no ponto a jusante do corpo receptor da ETE de Monteiro.

Em 1940, Campina Grande já era beneficiada com rede coletora de esgotos e uma ETE. A instalação de uma nova ETE foi proposta em 1969 devido ao crescimento do município no que se refere ao processo de urbanização e industrialização. Esta foi projetada para atuar em duas etapas: a primeira teria capacidade para depurar os efluentes do município até 1980; e a segunda, de 1981 a 1990 com população estimada em 210.000 e 350.000 habitantes, respectivamente.

A ETE recebe águas residuárias provenientes de dois emissários denominados Depuradora e Bodocongó. O primeiro conduz os esgotos provenientes das Zonas Leste e

Sudeste-Centro; enquanto que o segundo emissário abrange os esgoto da Zona Oeste (MAYER, 1998). A ETE encontra-se localizada no bairro da Catingueira, Zona Sudoeste dhocidade, próximo à confluência do riacho da Depuradora com o riacho de Bodocongó.

Projetado inicialmente para funcionar com aeração mecânica, porém o sistema de aeração encontra-se desativado, o sistema é constituído de pré-tratamento (grade, caixa de área e medidor de vazão - calha Parshall) e tratamento biológico (duas lagoas em série: uma lagoa anaeróbia, e uma facultativa). A forma das lagoas é retangular, com vértices arredondados, os taludes são revestidos por pedras e o coroamento é composto pela associação de terra mais brita (Figura 4.5). O efluente final é lançado no riacho de Bodocongó, este atravessa a cidade pelo qual recebe contribuições de lixo e esgoto “in natura”, provenientes de ligações clandestinas na rede pluvial, como de áreas que não dispõe da cobertura de esgotamento sanitário (MAYER, 1998). O riacho de Bodocongó ainda recebe as águas do riacho da Depuradora, e ambas escoam até atingir o rio Paraíba (inserido Bacia Hidrográfica do Médio Paraíba), no município de Barra de Santana.

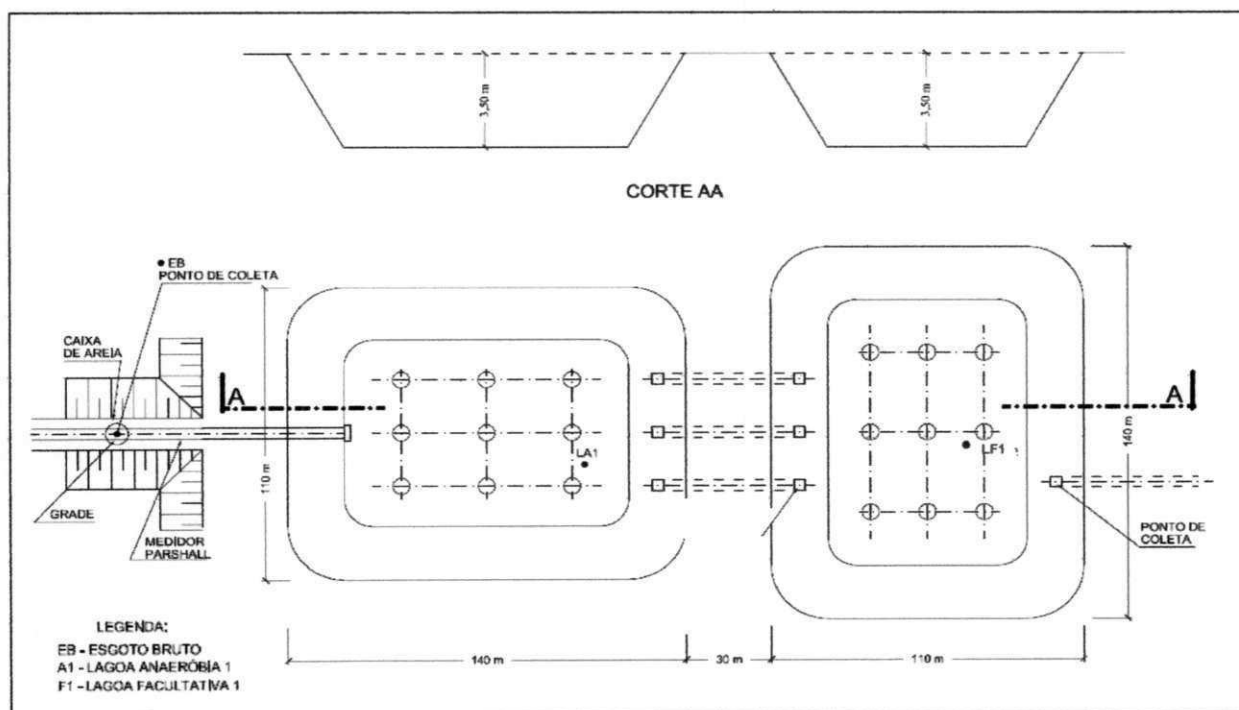


Figura 4.5 - Representação esquemática da ETE de Campina Grande (Campina Grande - PB). Fonte: Adaptado de Florentino (1993).

Aproximadamente, a 50 km antes de desaguar no rio Paraíba, o riacho de Bodocongó recebe os efluentes da ETE, e durante o seu curso, este é um importante, às vezes o único, recurso hídrico para a população que habita nas suas proximidades, usado de forma múltipla: para irrigação irrestrita (alface, coentro, couve, repolho, feijão, tomates) e forrageiras (capim

elefante), lavagem de roupas, fabricação de tijolos e recreação de contato primário (MAGALHÃES *et al.*, 2001).

Regional de Espinhares

A Regional de Espinhares abrange os sistemas de tratamento dos municípios de Patos e Itaporanga. A ETE de Patos foi projetada para atuar em duas etapas: a primeira de 1969 a 1977, e a segunda até 1990. Segundo a CAGEPA o alcance do projeto do sistema seria atender a população de 142.630 habitantes até o fim do plano de 2010 (MEDEIROS, 2007). O sistema é constituído por duas lagoas aeradas em série, que encontram desativadas, que passaram a operar como lagoas facultativas (Figura 4.6). O sistema não dispõe de tratamento preliminar e o corpo receptor é o rio Espinhares, que pertence a Bacia Hidrográfica Piranhas.



Figura 4.6 - Vista aérea da ETE de Patos (Patos - PB), em 10 de outubro de 2009. Fonte: Google Earth.

A ETE de Itaporanga foi projetada para atender a uma população de 17.460 habitantes até o final do plano, em 2002. O alcance de projeto previu atender uma população de 19.617 habitantes até o fim do ano de 2010. Até o fim do plano o esgoto seria lançado em duas lagoas facultativas, funcionando em paralelo, com área total de 2,42ha (RIBEIRO, 2007).

Atualmente, o sistema possui tratamento preliminar constituído de grade e caixa de areia. O corpo receptor é o riacho Cantinho, que escoia até atingir o rio Piancó, pertencente à Bacia Hidrográfica Piranhas (Figura 4.7).



Figura 4.7 - Vista aérea da ETE de Itaporanga (Itaporanga - PB), em 17 de agosto de 2004. Fonte: Google Earth.

Regional Rio do Peixe

A ETE de Sousa foi projetada para atender a uma população estimada em 91.400 habitantes até o ano de 1990. O sistema real deveria atender a uma população de 142.792 habitantes até o ano de 2010. Uma rede coletora, com EE, encaminha os esgotos para a ETE, constituída por uma lagoa facultativa de forma retangular e sem tratamento preliminar. O efluente final é lançado no açude Gato Preto que desemboca para o rio do Peixe, que pertence a Bacia Hidrográfica Piranhas.

Regional Alto Piranhas

Na Regional de Alto Piranhas, a ETE de Cajazeiras, projetada para atender a uma população estimada de 45.000 habitantes até 1990, e que deveria atender a uma população de 120.134 habitantes no fim do plano em 2010. O sistema é constituído de tratamento preliminar (grade, caixa de areia) e uma lagoa facultativa de forma irregular (idem a Sapé), o efluente é despejado no riacho Belo Horizonte, que pertence a Bacia Hidrográfica Piranhas. Para as ETE's de Sousa e Cajazeiras não se obteve a planta baixa do projeto e a visualização destes pelo Google Earth.

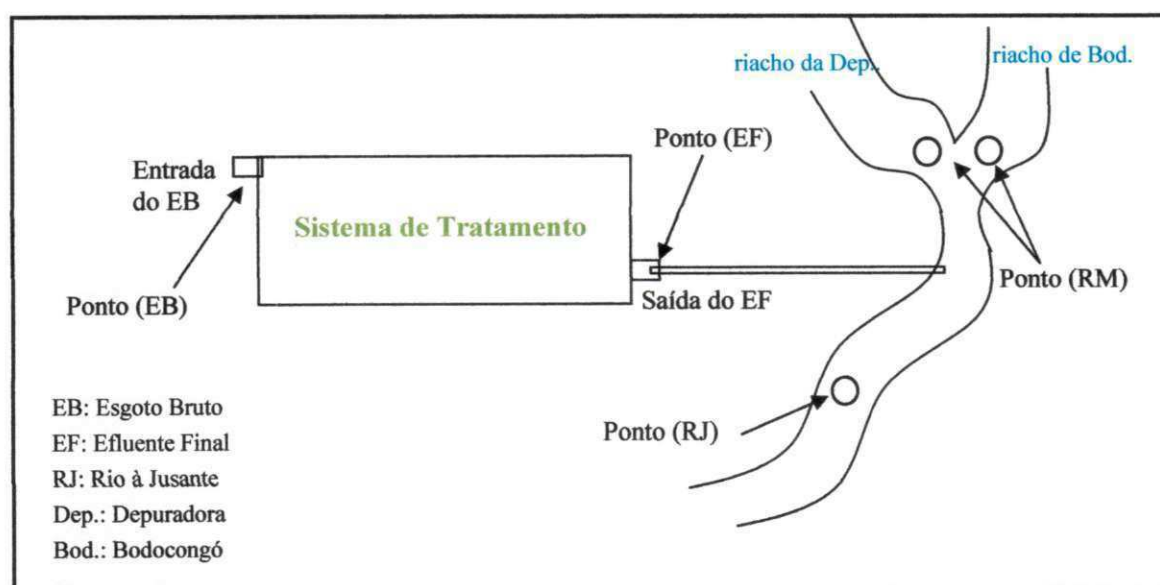
A Tabela 4.4 mostra em resumo as configurações descritas em projeto de cada ETE e os respectivos corpos d'água receptores.

Tabela 4.4 - Configuração de projeto das ETE's e os respectivos corpos receptores.

Regional	Município	Configuração de projeto da ETE	Corpo Receptor
Litoral	João Pessoa (Mangabeira)	Duas séries em paralelo de lagoas de estabilização: anaeróbia seguida de facultativa	rio Cuiá
Brejo	Sapé	Lagoa de estabilização facultativa primária	riacho São Salvador
	Guarabira	Duas séries em paralelo de lagoas de estabilização: anaeróbia seguida de facultativa	rio Guarabira
Borborema	Campina Grande	Duas lagoas em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa	riacho de Bodocongó
Espinharas	Patos	Lagoa aerada	rio Espinhares
	Itaporanga	Lagoa de estabilização facultativa primária	riacho Cantinho
Rio do Peixe	Sousa	Lagoa de estabilização facultativa primária	rio do Peixe
Alto Piranhas	Cajazeiras	Lagoa de estabilização facultativa primária	riacho Belo Horizonte

4.4 Monitoramento, procedimento de coleta e preservação das amostras

O monitoramento das ETE's foi realizado no período de agosto/2000 a maio/2004, com coletas mensais de amostras do esgoto bruto (EB), efluente final (EF), e do corpo receptor nos pontos montante (RM) e à jusante (RJ) do lançamento do EF. A distância entre o ponto de lançamento do EF e o ponto RM era de aproximadamente 1km. No município de Campina Grande além das amostras coletadas do EB, EF e RJ acrescentaram-se, no monitoramento, dois pontos de coleta denominados de riacho da Depuradora e riacho de Bodocongó; esses dois pontos foram denominados de ponto à montante (RM) a ETE, como mostra a Figura 4.8.

**Figura 4.8** - Representação esquemática dos pontos de coletas na ETE e nos pontos RM e RJ em Campina Grande-PB.

Após as coletas as amostras eram devidamente identificadas, acondicionadas em caixa de isopor com gelo, e transportadas para o laboratório. Para a análise microbiológica, as amostras foram devidamente condicionadas em frascos de vidro âmbar (esterilizados em estufa a 170°C durante 2 horas) com gargalo protegido com papel laminado.

Para as análises físicas e químicas as amostras foram coletadas em frascos plásticos de polietileno tereftalato (PET) de 2 litros, que foram adequadamente lavados para serem posteriormente utilizados na coleta. Para a determinação do oxigênio dissolvido (OD) as amostras foram coletadas nos frascos de vidro de análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e imediatamente procedia-se à fixação do OD com o sulfato manganoso seguido do álcali-iodeto-azida. A temperatura era medida após a coleta da amostra, com imersão de um termômetro de vidro com filamento de mercúrio, por 5 minutos e com leitura direta.

4.5 Horário de realização das coletas

Os horários das coletas variaram para cada município, visto a localização geográfica de cada um deles. Apenas para o monitoramento em Campina Grande, ocorreram estudos prévios de vazão associada à de variáveis físicas, químicas e microbiológicas realizadas durante períodos de 24 horas. Estes revelaram que a amostragem realizadas entre 11:00h e 13:00h refletiriam melhor o valor médio das variáveis. Durante o período experimental, as demais ETE's não possuíam equipamentos mecânicos de medição de vazão em funcionamento, impossibilitando a realização deste estudo prévio.

A Tabela 5.2 mostra o horário de realização das coletas nas respectivas ETE's e nos corpos d'água receptores, nos pontos a montante (RM) e a jusante (RJ) ao lançamento do EF, nas épocas de seca e chuva e no conjunto de ambos os períodos sazonais (período todo). Para a elaboração desta tabela, consideraram-se apenas os horários mais cedo e o mais tardio de realização da amostragem.

As ETE's de Itaporanga, Sousa e Cajazeiras destacaram-se por iniciarem as amostragens nas primeiras horas da manhã. Significativas flutuações no horário de início da coleta ocorreram em ambas às épocas climáticas, com maiores variações observadas nas ETE's com alimentação intermitente, visto que, o poço de armazenamento dos esgotos (de volume conhecido) somente poderá encaminhá-lo ao sistema de tratamento, após o seu enchimento (com o disparo automático da bomba), dificultando a amostragem do EB recém produzido.

Tabela 4.5 - Horário de realização das coletas nas ETE's e nos corpos d'água receptores, nos pontos RM e RJ, durante o monitoramento realizado de ago/2000 a mai/2004.

Horário de realização das coletas								
	João Pessoa	Sapé	Guarabira	C. Grande	Patos	Itaporanga	Sousa	Cajazeiras
Seca	07:30 às 09:05	07:20 às 11:37	07:08 às 10:30	10:20 às 15:50	09:00 às 14:35	06:30 às 10:35	05:30 às 11:30	06:15 às 10:40
Chuva	08:20 às 11:14	07:50 às 11:37	06:20 às 10:58	11:30 às 14:50	09:57 às 11:20	06:30 às 12:07	06:00 às 11:45	07:30 às 09:45

Assim como a vazão, as características de uma água residuária bruta se altera de acordo com as horas do dia, clima, uso e costumes da população, conseqüentemente, ocorrem variações das características físicas, químicas e biológicas. A variabilidade temporal do esgoto e a influência dos parâmetros climáticos (insolação, temperatura e precipitação) sobre o comportamento de organismos autotróficos (algas) em lagoas de estabilização, em particular nas facultativas, tornam o horário de realização das amostragens de suma importância na interpretação dos resultados.

Apesar da variabilidade do horário de realização das coletas foi possível obter resultados que caracterizam a situação de operação dos sistemas de tratamento, compreendidos desde o litoral ao interior do estado paraibano. Embora o acesso aos pontos dos corpos receptores fossem pouco difícil, principalmente na época chuvosa, com o horário de coleta executado pôde contribuir com estudo para despertar pela necessidade melhoria na gestão hídrica do estado e a necessidade do cumprimento das recomendações para uma melhor caracterização.

4.6 Variáveis analisadas

As análises físicas, químicas e microbiológicas seguiram as recomendações descritas em APHA, *et al.*, (1995), exceção para a análise de clorofila "a" que seguiu a metodologia descrita por Jones (1979) e para a quantificação de ovos de helmintos, que foi realizada de acordo com o método da sedimentação, seguindo os procedimentos descritos em WHO (1989) e KÖNIG (2000). A listagem das variáveis analisadas e os respectivos métodos analíticos encontram-se na Tabela 4.5.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental - Unidade Acadêmica de Engenharia Civil - CTRN- Campus I, da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) – Paraíba.

Tabela 4.6 – Variáveis analisadas, métodos analíticos empregados e referências.

Variável	Unidade	Método	Referência
Temperatura da amostra	°C	Termômetro de filamento de mercúrio	APHA <i>et al.</i> (1995)
pH	unidade	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Condutividade Elétrica	µmho/cm	Eletrométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Turbidez	NTU	Turbidimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Dureza	mgCaCO ₃ /l	Titولométrico do EDTA	APHA <i>et al.</i> (1995)
Alcalinidade em carbonato	mgCO ₃ .L ⁻¹	Titولométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Alcalinidade em bicarbonato	mgCO ₃ .L ⁻¹	Titولométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Sódio	mgNa ⁺ /l	Fotometria de chama	APHA <i>et al.</i> (1995)
Potássio	mgK ⁺ /l	Fotometria de chama	APHA <i>et al.</i> (1995)
Cloretos	mgCl/l	Argentométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Oxigênio Dissolvido	mg/l	Titولométrico de Winkler	APHA <i>et al.</i> (1995)
DBO ₅	mg/l	Frascos padrões	APHA <i>et al.</i> (1995)
DQO	mg/l	Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1995)
Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	mg/l	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	mg/l	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Cálcio	mgCa ⁺⁺ /l	Titولométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Magnésio	mgMg ⁺⁺ /l	Titولométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Amônia	mgN-NH ₃ ⁺ /l	Nesslerização direta	APHA <i>et al.</i> (1995)
Nitrato	mgN-NO ₃ ⁻ /l	Espectrofotométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Fósforo Total	mgP-PO ₄ ⁻ /l	Espectrofotometria do ácido ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Ortofósforo Solúvel	mgP-PO ₄ ⁻ /l	Espectrofotometria do ácido ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1995)
Coliformes Fecais	UFC/100ml	Membrana filtrante	APHA <i>et al.</i> (1995)
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100ml	Tubos múltiplos	APHA <i>et al.</i> (1995)
Clorofila "a"	µg/l	Espectrofotométrico metanol 100%	JONES (1979)
Helminthes	ovos/l	Sedimentação 24 horas	WHO (1989) e KÖNIG (2000)

4.7 Análise estatística

Os dados físicos, químicos e biológicos foram submetidos a tratamento estatístico, analisados em etapas e condições distintas, para tal utilizou-se softwares específicos para melhor análise dos mesmos.

Com o propósito de analisar o desempenho das ETE's, fez-se necessário caracterizar o esgoto doméstico municipal afluente as ETE's e o efluente produzido pelos mesmos. Na segunda etapa, verificou-se a magnitude de interferência que o EF causa no corpo receptor, e para ambas as etapas, foi realizado análise de estatística descritiva dos dados.

Análise de correlação foi aplicada para o EF a fim de avaliar a relação existente entre as variáveis, além da verificação com as exigências do CONAMA 357/05 e a Norma Técnica

do COPAM 301/86 do estado da Paraíba, para lançamento segundo a classificação dos corpos d'água para o qual se encontram enquadrado.

Para verificar a ocorrência de remoções, assim como para analisar as alterações ocorridas sobre a qualidade da água dos corpos receptores, foi realizada uma análise de variância (ANOVA); por meio deste teste foi possível observar se ocorreram ou não diferenças significativas entre o EB e EF; RM e RJ. Existem muitas variações da ANOVA devido aos diferentes tipos de experimento que podem ser realizados, nesta pesquisa foi utilizado a ANOVA com um fator ou fator único, com nível de significância de 5%, que fornece os fatores de distribuição F e $F_{critico}$. Se o F (calculado) for maior que o $F_{critico}$ (tabelado), se aceita a condição da existência de diferenças significativas entre pelo menos um par de médias, ao nível de significância escolhida; caso ocorra o contrário ($F < F_{critico}$) assinala que não há diferenças significativas entre eles.

As análises de variância (ANOVA) e a de correlação (r) foram desenvolvidas por meio de ferramentas disponíveis no mesmo software, o Microsoft Office Excel (2007). No que se refere aos gráficos gerados nestas duas etapas, utilizou-se como recurso os gráficos "Box-Plot". Este se trata de um recurso visual bastante útil, onde é possível visualizar cinco medidas estatísticas: valor mínimo, valor máximo, mediana, primeiro e terceiro quartil da variável quantitativa. Este conjunto de medidas oferecendo a idéia da posição, dispersão, assimetria, caudas e dados discrepantes. Esta ferramenta se encontra disponível no software Statistica Application 6.0.

Para a verificação da possibilidade de aplicação da água dos corpos receptores no uso da irrigação, foi utilizado um software específico, o Qualigraf (versão Beta) para os dados do ponto RJ. Utilizou-se as ferramentas para o cálculo do SAR (Sodium Adsorption Ration), ou Razão de Adsorção de Sódio - RAS, Diagrama de Riverside (RICHARDS, 1954). A SAR em conjunto com os dados de condutividade elétrica, são utilizados para classificação da água para fins de irrigação, quanto maior o SAR menos apropriada a água será para irrigação. Um dos criterios mais aceitos para classificar a água para esta finalidade (irrigação) é o de Riverside, para este foram gerados diagramas contendo as restrições desta classificação.

5.1 Análise dos aspectos climáticos dos municípios

A Figura 5.1 mostra para cada município onde se localizam as ETE's monitoradas e os corpos d'água receptores, a precipitação média acumulada numa série de 30 anos, conjunto de dados fornecido pela UACA e, a precipitação observada entre os anos de 2000 a 2004; bem como a precipitação observada nas épocas de seca e chuva.

Observa-se que a precipitação média acumulada durante o período de 2000 a 2004 comportou-se diferente da observada na série de 30 anos, mostrando que as intensidades das chuvas ao longo dos quatro anos de levantamento de dados foram mais intensas que as médias históricas, indicando claramente que o padrão de 30 anos não ocorreu nos municípios em estudo.

Destacando-se a peculiaridade de cada ano e de cada município, observa-se que as maiores precipitações acumuladas ocorreram em João Pessoa, variando entre 2.189mm (2004) a 1.625mm (2003), seguido do município de Guarabira, 1.857mm (2000) a 996mm (2002). A menor precipitação pluviométrica ocorreu em Patos com variações entre 744mm (2004) a 437mm (2001). Para a maioria dos municípios o ano de 2001 registrou a menor precipitação acumulada anual dos quatro anos observados.

Para definir o período de seca e chuva, o critério utilizado foi baseado na classificação climática de Köppen (1948) *apud* GEP (1987), que usa basicamente a precipitação e a temperatura do ar, como critérios. Houve fortes oscilações pluviométricas no período de 30 anos e durante os anos de 2000 a 2004. Optou-se, para fins de comparação, definir o início e o final do período de seca e chuva seguindo o seguinte critério: o mês de separação seria aquele

onde se verificou a transição brusca na precipitação, cerca de 50% para mais ou para menos, em relação ao mês anterior, mas sempre associando a divisão clássica de 30 anos.

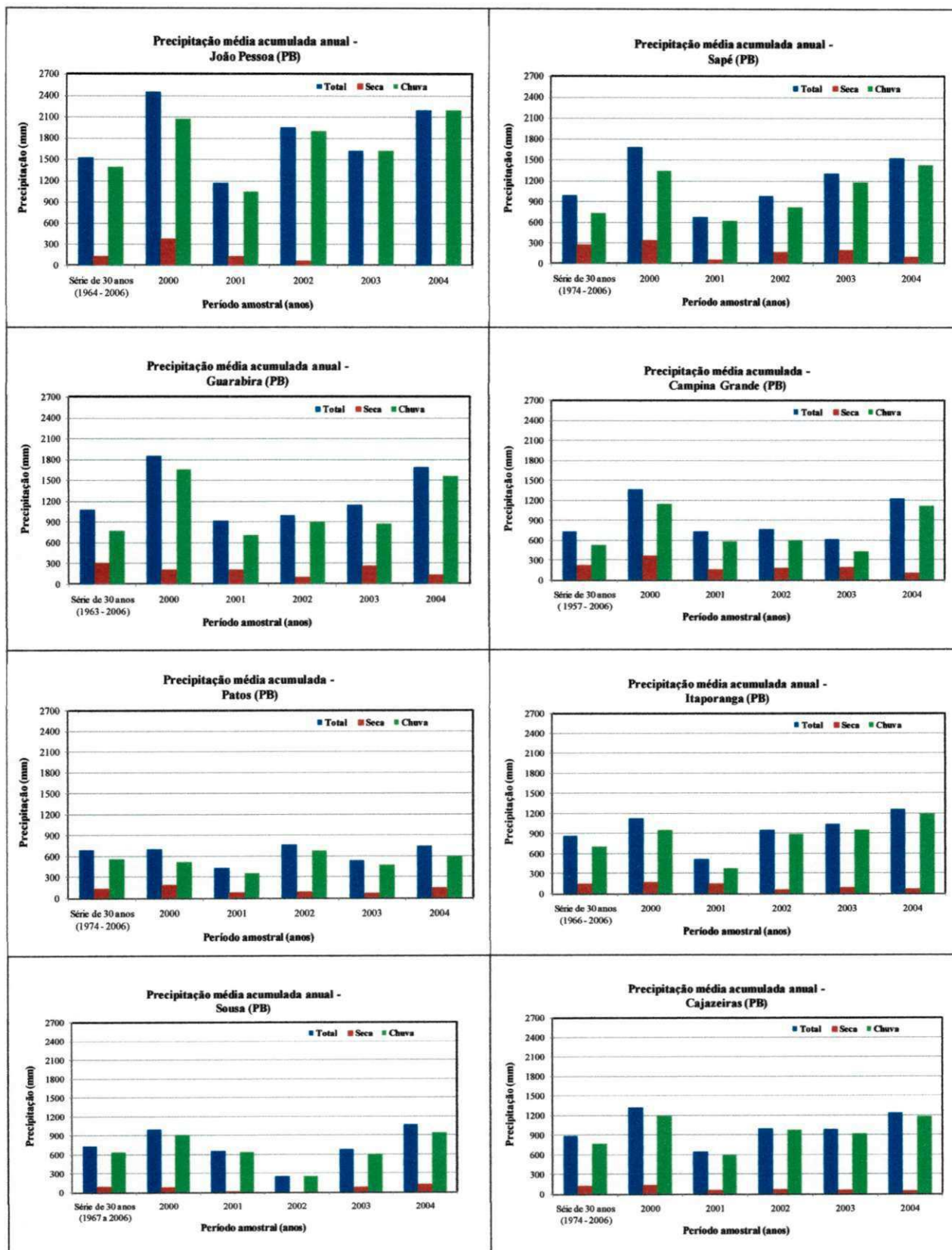


Figura 5.1 – Precipitação média acumulada para a série de 30 anos e para os anos de 2000 a 2004, nos municípios onde se encontram inseridos os corpos d’água e as ETE’s monitoradas.

A Tabela 5.1 mostra a divisão dos períodos de seca e chuva, correspondente ao período de realização do estudo, o número de amostras obtidas e a precipitação média acumuladas para o período. Observa-se que alguns municípios tiveram dados de precipitação atípicos, ou seja, meses com precipitações elevadas dentro de um período de seca e/ou meses com baixíssimas precipitações dentro de um período de chuva, apresentando períodos com precipitação acumulada distintas.

Tabela 5.1 - Divisão dos períodos de seca e chuva para o período experimental e a precipitação acumulada observada em cada período, nos municípios em estudo.

Município	Período	n	Precipitação acumulada (mm)	Município	Período	n	Precipitação acumulada (mm)		
João Pessoa				Sapé	S1	(ago-dez/00)(jan,fev/01)	7	452,5	
					S2	(ago/01)(jan,fev/02)	3	204,3	
	S3	(set-dez/02)	4		58,5	S3	(ago-dez/02)(jan,fev/03)	7	382,2
	S4	(set-dez/03)	4		0	S4	(ago-dez/03)(jan-fev/04)	7	674,0
						C1	(mar-jul/01)	5	496,5
	C2	(jan-ago/02)	8		1890,7	C2	(mar-jul/02)	5	728,7
	C3	(jan-ago/03)	8		1624,7	C3	(mar-jul/03)	5	859,1
				C4	(mar-mai/04)	3	931,9		
Guarabira	S1	(ago-dez/00)(jan,fev/01)	7	592,8	Campina Grande	S1	(ago-dez/00)(jan-mar/01)	8	635,5
	S2	(ago/01)(jan-fev/02)	3	287,8		S2	(ago/01)(jan-mar/02)	4	361,3
	S3	(ago-dez/02)(jan-fev/03)	7	337,7		S3	(ago-dez/02)(jan-mar/03)	8	340,3
	S4	(ago-dez/03)(jan-fev/04)	7	813,1		S4	(ago-dez/03)(jan-mar/04)	8	682,1
	C1	(mar-jul/01)	5	709,7		C1	(abr-jul/01)	4	442,5
	C2	(mar-jul/02)	5	656		C2	(abr-jul/02)	4	399,5
	C3	(mar-jul/03)	5	806,5		C3	(abr-jul/03)	4	343,4
	C4	(mar-mai/04)	3	850,9		C4	(abr-mai/04)	2	580,1
Patos	S1	(ago-dez/00)(jan/01)	6	195,4	Itaporanga	S1	(ago-dez/00)	5	134,1
	S2	(mai-ago/01)(jan/02)	5	328		S2	(jun-ago/01)	3	56,4
	S3	(mai-dez/02)(jan/03)	9	155,7		S3	(jun-dez/02)	7	122,2
	S4	(mai-dez/03)(jan/04)	9	352,1		S4	(jun-dez/03)	7	89,4
	S5	(mai/04)	1	7					
	C1	(fev-abr/01)	3	283,3		C1	(jan-mai/01)	5	480,8
	C2	(fev-abr/02)	3	303,5		C2	(jan-mai/02)	5	909,9
	C3	(fev-abr/03)	3	357,4		C3	(jan-mai/03)	5	978,2
	C4	(fev-abr/04)	3	280,5		C4	(jan-mai/04)	5	962,1
Souza	S1	(ago-dez/00)	5	85,3	Cajazeiras	S1	(ago-dez/00)	5	135,2
	S2	(jun-ago/01)	3	44,8		S2	(mai-ago/01)	4	33
	S3	(jun-dez/02)	7	0		S3	(mai-dez/02)	8	237,7
	S4	(jun-dez/03)	7	62,4		S4	(mai-dez/03)	8	194,2
						S5	(mai/04)	1	51,9
	C1	(jan-mai/01)	5	446,3		C1	(jan-abr/01)	4	483
	C2	(jan-mai/02)	5	255		C2	(jan-abr/02)	4	757,2
	C3	(jan-mai/03)	5	625,3		C3	(jan-abr/03)	4	790,5
	C4	(jan-mai/04)	5	780,6		C4	(jan-abr/04)	4	1015,9

Nota: S - Seca; C - Chuva.

Foram encontrados quatro períodos de seca e quatro de chuva, exceto para os municípios de João Pessoa, inserido na pesquisa no mês de janeiro de 2002, apresentando dois períodos de seca e três de chuva e Patos juntamente com Cajazeiras apresentaram cinco períodos de seca.

Considerando um intervalo de um ano e se repetindo ao longo do período experimental, tem-se que em Patos, a seca se prolongou por nove meses, em Campina Grande e Cajazeiras em torno de oito meses; e em Sapé, Guarabira, Itaporanga e Sousa, nestes o período de seca se estende por sete meses.

Com relação aos demais aspectos climáticos, temperatura ar e insolação, o monitoramento realizado pela UACA-CTRN-UFCG, dispõe apenas dos dados correspondente aos municípios de João Pessoa, Campina Grande, Patos e Cajazeiras, sendo que neste último possui apenas dados de insolação. Os dados de temperatura ar são resultado de uma série, em média, de 26 anos. Os dados de insolação possuem uma série variando entre 7 anos (Patos) a 21 anos (Cajazeiras), a coleta de dados foi interrompida por problemas operacionais na metade da década de 90 (UACA, 2010). A Figura 5.2 mostra a distribuição mensal dos valores médios de temperatura e insolação, onde ambas seguiram a mesma tendência ao longo dos meses, e se apresentaram seguindo a divisão clássica de seca e chuva para série de 30 anos (Tabela 4.2, seção 4.2 do capítulo 4).

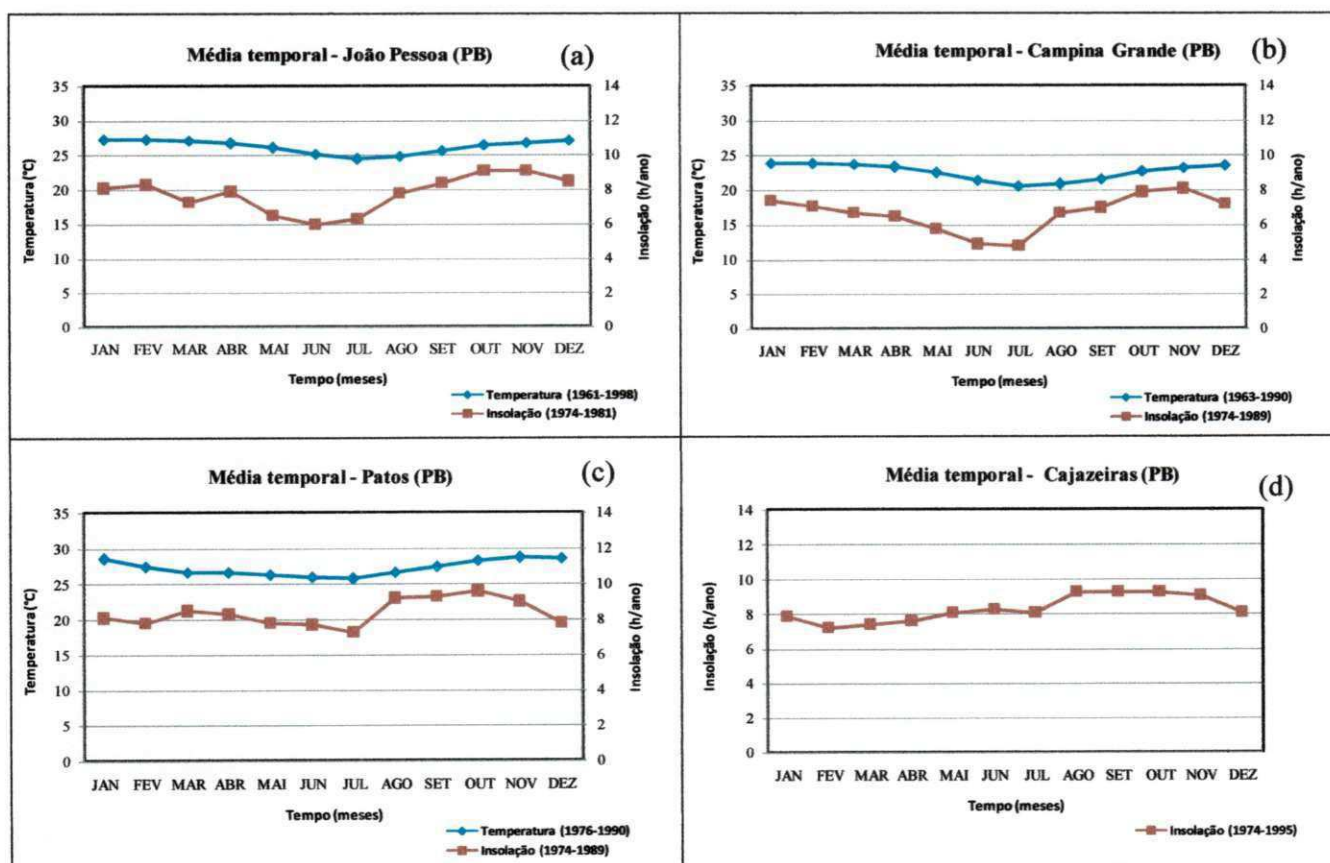


Figura 5.2 – Distribuição mensal dos dados de temperatura e insolação para os municípios de João Pessoa (a), Campina Grande (b), Patos (c) e Cajazeiras (d).

5.2 Análise do desempenho das ETE's

Inicialmente caracterizou-se a qualidade do esgoto bruto (EB) e dos efluentes para posterior análise da eficiência de remoção das variáveis analisadas. Para tal, foram utilizadas variáveis que traduzem de maneira indireta o caráter ou o potencial poluidor do dejetos (EB), assim foi dada ênfase à remoção de material orgânico, sólidos suspensos, bactérias indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes) e nutrientes, especialmente nas formas de nitrogênio amoniacal e fósforo total.

Os gráficos na forma de "Box-plot" permitiram avaliar o comportamento dos diversos constituintes na época de seca e chuva e em todo o período (somatório do período de seca e chuva). Foi para compor a faixa observada, que se utilizaram os percentis de 25% (valor mínimo) e 75% (valor máximo). A medida de tendência central escolhida para representar o conjunto de dados foi o valor mediano, visto que esta divide o conjunto de dados em dois subconjuntos, ou seja, é uma separatriz, com o mesmo número de elementos tais que a cada um deles pertencem todos os elementos menores ou todos os elementos maiores do que a mediana. A escolha da mediana se deu por esta não ser influenciada por valores extremos da série, podendo até mesmo não ser alterada por determinados valores que fogem muito da maioria dos resultados.

5.2.1 Caracterização do afluente das ETE's monitoradas

DBO_{5,20}

A avaliação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica biodegradável existente, revelou que os valores medianos dos afluentes (EB's) às ETE's apresentaram grande variabilidade (Figura 5.3a), quanto aos dados dos EF's, estes serão posteriormente no item 5.2.2 deste capítulo.

Predominantemente, os EB's, classificaram-se como fracos, dentro da faixa (200 a 750mg.L⁻¹) segundo a classificação e concentração típica de DBO_{5,20} para de regiões de clima quente reportadas por Silva e Mara (1979). Destacam-se os EB's das ETE's de Patos e Cajazeiras, que mostraram características de esgoto muito fraco para uma água residuária bruta, com faixas de concentração de 40 a 72mg.L⁻¹, e 36 a 103mg.L⁻¹, respectivamente. Em particular, a ETE de Guarabira apresentou valor mediano de 473mg.L⁻¹ e faixa de concentração de 373 a 352mg.L⁻¹, superior aos valores observados por Florentino (1993) e Sousa (1994), que também estudaram a série de lagoa anaeróbia seguida de facultativa das

ETE's de Guarabira e Sapé. O EB da ETE de Guarabira foi classificado entre médio a forte (Silva e Mara, 1979). A ETE de Sapé por sua vez, apresentou o mesmo valor mediano (473mg.L^{-1}) observado em Guarabira, porém teve faixa de concentração inferior ao observada pelos autores acima citados. Os EB's de ambas as ETE's (Guarabira e Sapé), se mostraram em média cerca de 1,26 vezes maior, que a média de $\text{DBO}_{5,20}$ citada por Silva e Mara (1979).

Na época de seca, a concentração mediana e faixa de variação dos EB's foram mais elevadas, exceto o EB de Cajazeiras onde ocorreu o contrário, ou seja, no período chuvosa o valor mediano de $\text{DBO}_{5,20}$ (75mg.L^{-1}) foi superior ao encontrado no período de seca (61mg.L^{-1}), fato relacionado à infiltração de águas de chuvas na rede coletora que diluíram os esgotos.

As altas concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ nos EB's das ETE's de Sapé e Guarabira podem estar associadas ao tipo de alimentação (bombeamentos intermitentes) que propiciou grandes flutuações da $\text{DBO}_{5,20}$. As baixas concentrações observadas em Patos, Sousa e Cajazeiras, foram associadas ao horário de coleta, visto que, a $\text{DBO}_{5,20}$ varia muito no decorrer do dia, onde na hora de coleta as águas residuárias poderiam estar muito diluídas nas primeiras horas do dia.

DQO

A demanda química de oxigênio (DQO) é um teste onde a amostra é submetida à ação de um forte oxidante (dicromato de potássio - $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) que sob condições ácidas é capaz de oxidar, com poucas exceções, material orgânico biologicamente oxidável e biologicamente inerte, permitindo a obtenção de maiores quantidades de elementos oxidados. Estes valores podem ser acentuados em sistemas com alimentação intermitente, que permite a acumulação de material orgânico nos poços úmidos das estações elevatórias.

O EB da maioria das ETE's se caracterizara como forte, segundo a classificação de Mara e Silva (1979), apresentando concentrações medianas bem superiores ao típico (750mg.L^{-1}), como pode ser observado na Figura 5.3 (c). Somente os EB's às ETE's de Patos e Cajazeiras apresentaram concentrações medianas de DQO (955mg.L^{-1} e 395mg.L^{-1} , respectivamente), mais elevadas na época chuvosa. Enquanto que, os EB's às ETE's de Sapé e Guarabira, acompanharam as mesmas tendências da $\text{DBO}_{5,20}$, com valores medianos de concentração de DQO (de 1304mg.L^{-1} e 1250mg.L^{-1} , respectivamente) acima dos valores citados por Silva e Mara (1979), caracterizado-os como forte, segundo a classificação do mesmo autor. A ETE de Guarabira ainda apresentou EB com valor mediano superior aos observados por Florentino (1993) e Sousa (1994). Vale lembrar que, as ETE's de Sapé e

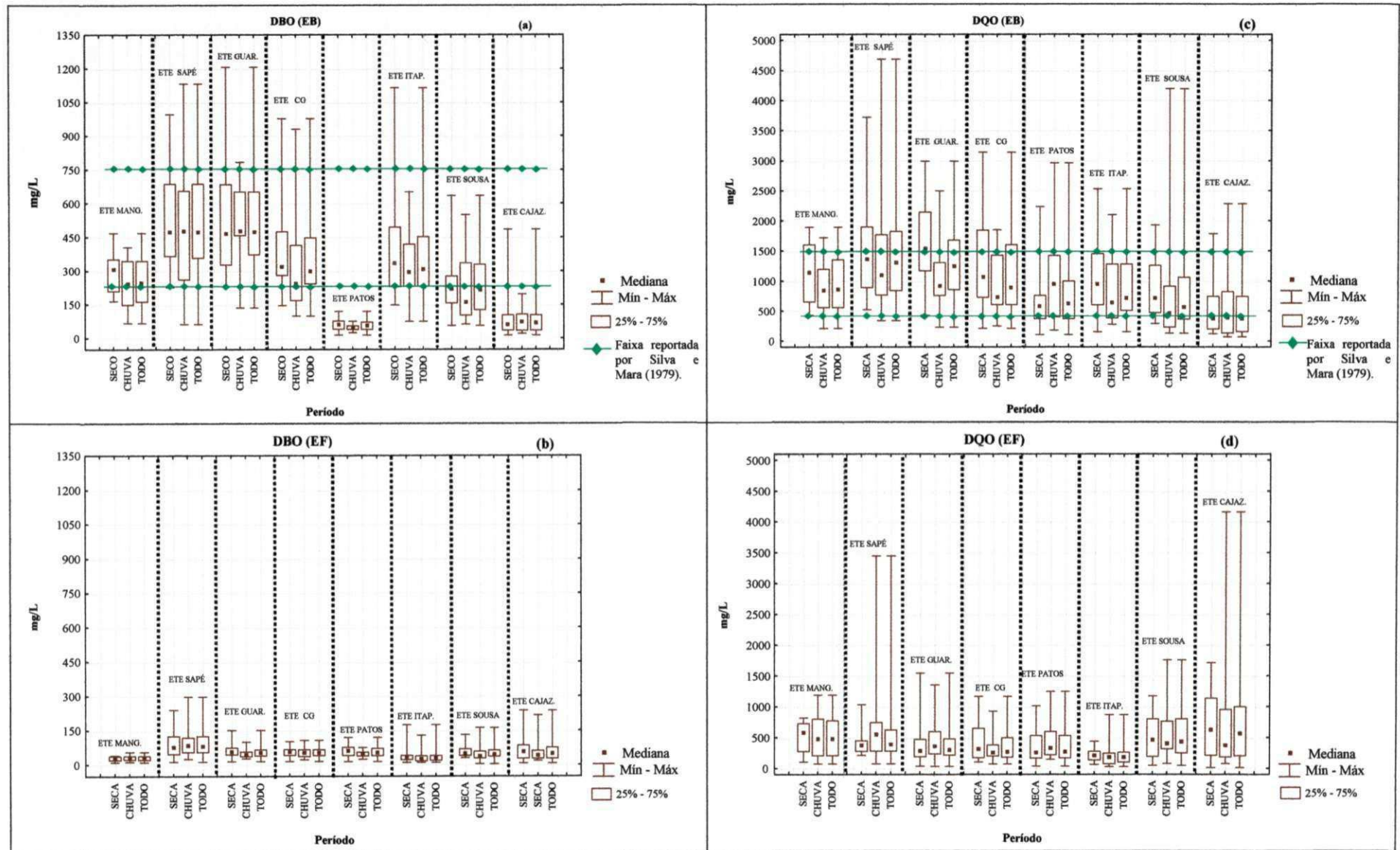


Figura 5.3 - Concentração de DBO_{5,20} (a e b) e DQO (c e d), para as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a mai/2004, e as faixas reportadas pela literatura.

e Guarabira dispõem de alimentação intermitente, este tipo de bombeamento pode promover a elevação dos valores de DQO. Destacou-se também, o EB da ETE de C.Grande, que apresentou valor mediano (890mg.L^{-1}) superior ao valor médio reportado por Silva e Mara (1979), e Florentino (1993), que também estudou a série anaeróbica seguida de facultativa da ETE de C.Grande.

Quanto à relação $\text{DQO}/\text{DBO}_{5,20}$ dos EB's das ETE's, em média, foi de 2,66, exceção para os EB's de Mangabeira, Patos e Cajazeiras que apresentaram relações mais elevadas (de 3,48; 11,14 e 5,32, respectivamente). Todos estes valores logo evidenciam a alta fração de material orgânico não biodegradável presente no EB.

SST

Sólidos suspensos totais (SST) é uma variável também associada à presença de material orgânico. Os EB's das ETE's de Sapé e Guarabira seguiram a mesma tendência apresentada observada na $\text{DBO}_{5,20}$ e DQO, em ambas as ETE's a alimentação intermitente, favoreceu grandes flutuações nos valores dessas. No que se refere aos valores observados nos EF's estes serão posteriormente no item 5.2.2 deste capítulo.

Na Figura 5.4 (a) é possível visualizar que as faixas de concentração dos EB's permaneceram, predominantemente, em torno de 120 a 400mg.L^{-1} , valores reportados por Metcalf e Eddy (2003). As menores concentrações observadas, dentre as oito ETE's se monitoradas, diz respeito aos EB's das ETE's de Patos, Sousa e Cajazeiras. Essas concentrações são baixas também quando comparadas com as faixas típicas para EB citadas por Metcalf e Eddy (2003), Jordão e Pessôa (2005), e von Sperling (1996). Este fato foi associado aos horários de realização da coleta, que ocorreram no início do dia nestas ETE's, onde provavelmente o esgoto estaria diluído no momento da amostragem devido aos hábitos culturais de cada população. De modo geral, os EB's das ETE's monitoradas mostraram que o período de seca ocorre às maiores concentrações de SST, acompanhando as mesmas tendências da $\text{DBO}_{5,20}$ e da DQO.

N-Amoniacal

Comumente encontra-se nos esgotos domésticos bruto, predominância das formas de nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. O material orgânico afluyente possui consideráveis frações de nitrogênio orgânico na forma de proteínas e aminoácidos, que são decompostos por ação bacteriana, e, juntamente, com a uréia, que é hidrolisada,

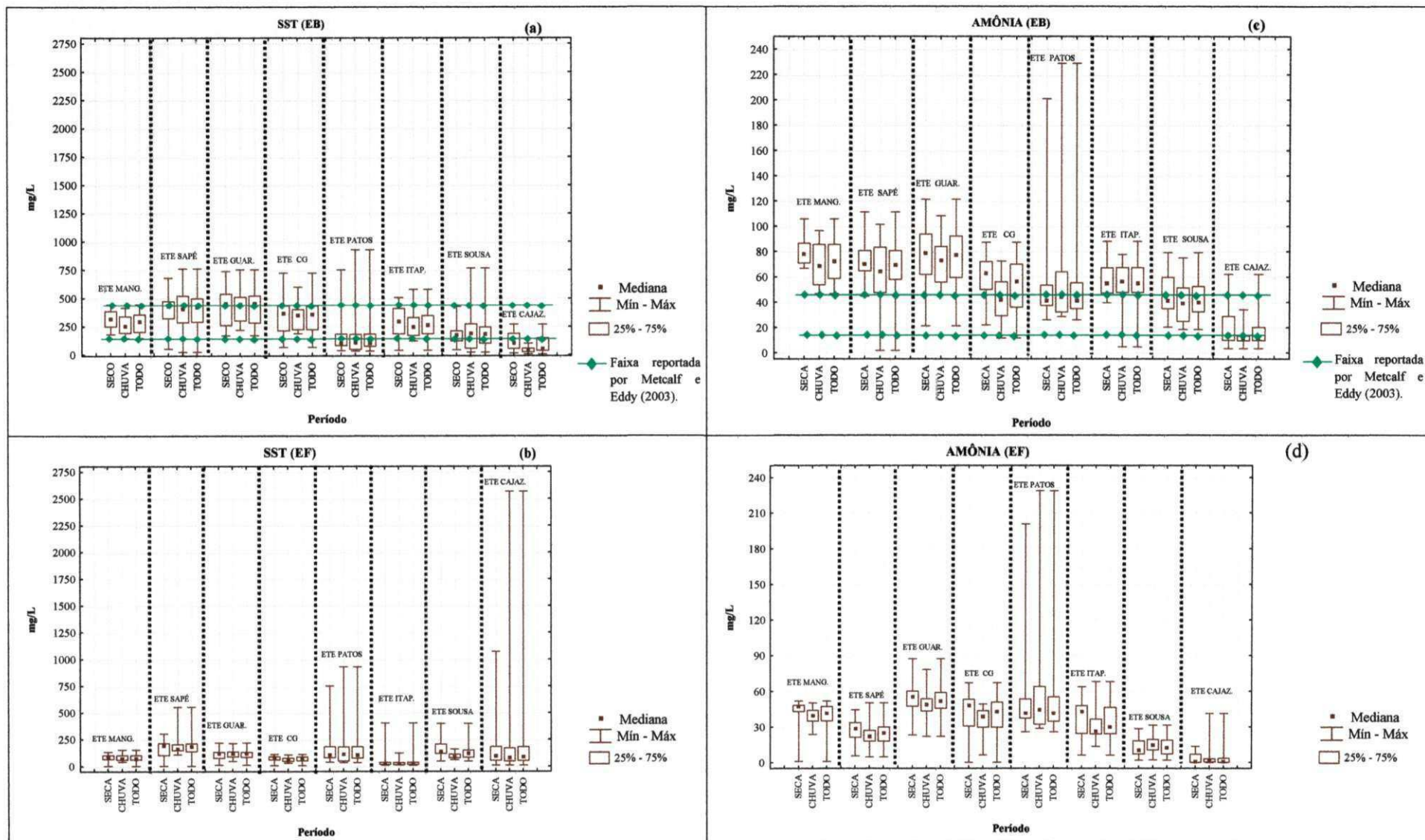


Figura 5.4- Concentração de SST (a e b) e amônia (c e d), para as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a mai/2004, e faixas citadas pela literatura.

são transformados em nitrogênio amoniacal. (MOTA e von SPERLING, 2009). Neste estudo, a forma do nitrogênio orgânico não foi contemplada dentro do conjunto de variáveis analisadas.

Na Figura 5.4 (c) observa-se que os valores medianos EB's de nitrogênio amoniacal das ETE's, exceção dos EB's de Patos, Sousa e Cajazeiras, caracterizaram-se como muito fortes, segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2003), que considera faixa de concentração de 12 a 45mg.L⁻¹, com valor médio de 25 mg.L⁻¹. Essas elevadas concentrações se mostram, em média 2,6 vezes maiores ao valor médio acima citado. Destaca-se ainda, o EB de Guarabira que na época de seca registrou a maior faixa de concentração observada (62 a 94mg.L⁻¹), e estando esta acima da faixa reportada por Florentino (1992), que também estudou o sistema da ETE de Guarabira no ano de 1992. O período de seca registrou concentrações superiores ao período de chuva, 79 e 73mg.L⁻¹, respectivamente.

O fato de alguns destes sistemas serem alimentados por bombeamentos intermitentes, destacando-se as ETE's de Sapé e Guarabira, onde o tempo de permanência (cerca de 2 horas) pode ter provocado condições sépticas sob efeito da biodegradação microbiana através da qual ocorre a conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (processo de amonificação), resultando no aumento dos valores de íon amônio (NH₄⁺) sob as condições de pH presente nos esgotos estudados. O horário de realização da coleta dos EB's nas ETE's também contribuiu para tais flutuações na concentração de amônia.

PT

Quanto ao fósforo total (PT), as formas presentes na águas residuárias bruta são de fósforo orgânico, em moléculas orgânicas de suma importância fisiológica e nas formas de polifosfatos solúveis. A concentração típica PT tem oscilado muito no Brasil, a literatura reporta uma faixa de 5 a 8mg.L⁻¹ (van HAANDEL e MARAIS, 1999).

Com exceção dos EB's das ETE's de Patos e Sousa que apresentaram valores medianos de 7mg.L⁻¹ de PT, ou seja, dentro da faixa citada por van Haandel e Marais (1999), e Cajazeiras que mostrou com concentração mediana de 3,37mg.L⁻¹, muito a baixo da faixa citada acima, as demais ETE's apresentaram EB's com valores medianos superiores ao citado, como mostra a Figura 5.5 (a). Os EB's mostram em todas as situações (seca, chuva e em todo o período) características de uma água residuária de concentração média a forte, segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2003), exceção somente para Cajazeiras. A ETE de Cajazeiras apresentou um esgoto muito fraco e possivelmente associado ao horário de

realização da coleta que ocorreu nas primeiras horas do dia, quando ainda não tinham chegado à ETE os esgotos produzidos nas residências e em consequência os esgotos monitorados encontravam diluídos. Destacaram-se as ETE's de Mangabeira e Guarabira, que possuem alimentação intermitente, ambas apresentaram as maiores concentrações medianas de amônia e fósforo.

CTerm. e Helmintos

O esgoto municipal contém uma grande variedade de organismos patogênicos, tais como vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Destes últimos encontra-se principalmente na forma de ovos, devido sua maior resistência.

A qualidade sanitária dos esgotos e das águas residuárias em geral é avaliada através dos indicadores internacionais de contaminação fecal, os coliformes termotolerantes (CTerm.) ou coliformes fecais. Para CTerm. a literatura não dispõe sobre a média típica, reporta apenas uma faixa de concentração entre $1,0E+06$ a $1,0E+09$ UFC/100mL para água residuária bruta. A Figura 5.5(b) mostra que os EB's das oito ETE's monitoradas mostraram concentrações de CTerm. dentro dessa faixa. Destaca-se o EB da ETE de Sapé que apresentou, na época da seca, o maior valor observado ($1,0E+08$ UFC/100ml). O EB da ETE de Guarabira apresentou valores máximos nas duas épocas, de seca e chuva (de $1,0E+09$ UFC/100ml e $4,3E+08$ UFC/100ml, respectivamente). De modo geral, os demais EB's mostraram concentrações de CTerm. que não ultrapassaram o valor de $4,3E+08$ UFC/100ml, e se observou que as concentrações de CTerm. dos períodos de seca e chuva permaneceram muito próximos.

Os EB's das oito ETE's mostraram concentrações elevadas de ovos de helmintos, considerando que a dose infectante de *Ascaris lumbricoides* no homem é de 1 ovo. Destacaram-se os EB's de Guarabira e C.Grande, ambos apresentaram valores medianos de 22ovos.L⁻¹. Os demais EB's apresentaram concentrações variando entre 4 (observado em Cajazeiras) a 22ovos.L⁻¹ (Guarabira e C.Grande). A literatura não reporta uma faixa típica para ovos de helmintos em águas residuárias brutas.

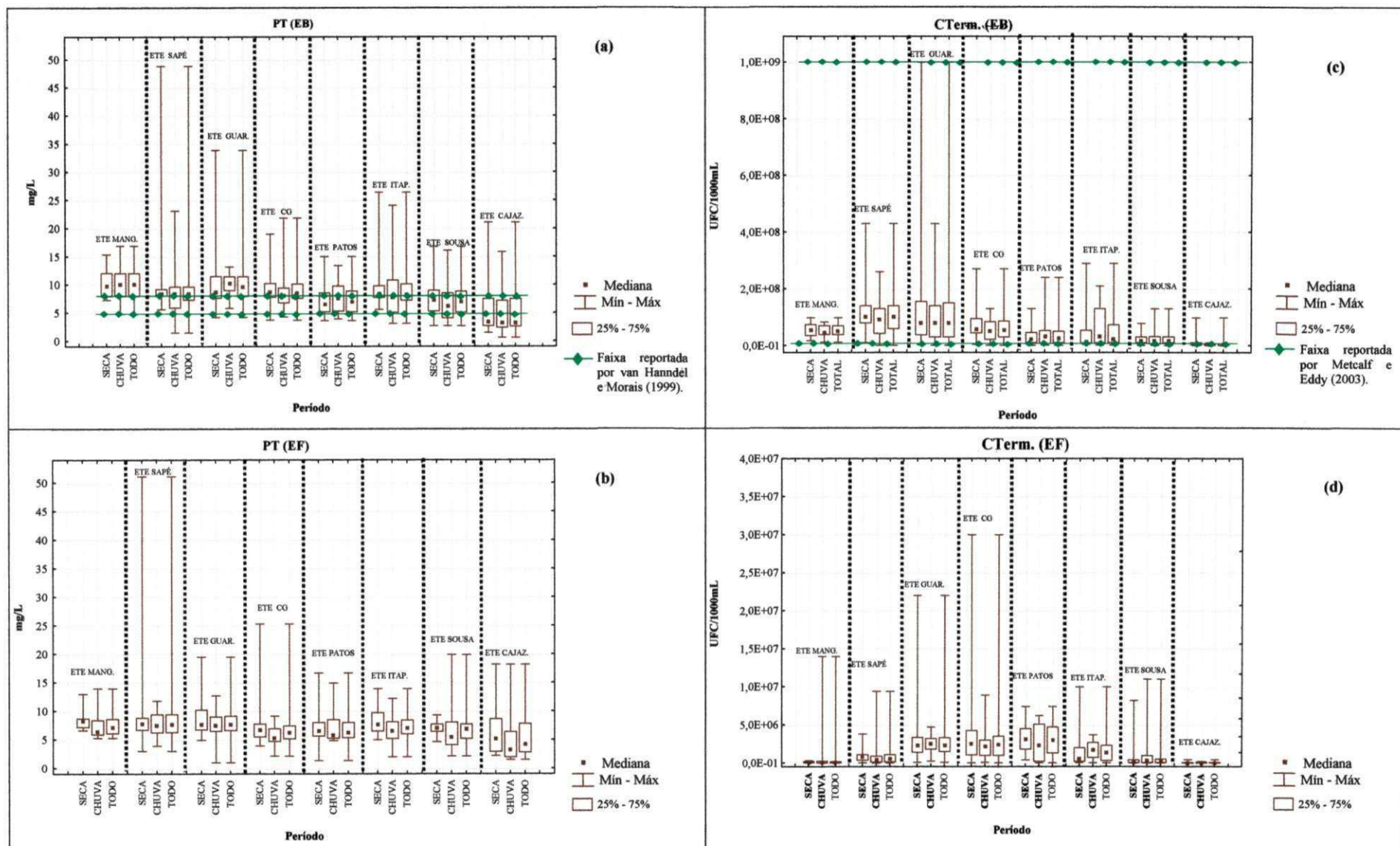


Figura 5.5 - Concentração de PT (a e b) e CTerm. (c e d), para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas na literatura.

5.2.2 Eficiência dos sistemas de tratamento

Considerando que as oito ETE's apresentaram diferentes configurações de sistema de lagoas de estabilização, as eficiências observadas nas ETE's foram comparadas com a faixa citada pela literatura para a respectiva configuração adotada. Na forma de gráficos "Box-plot" foi dado ênfase a faixa de eficiência observada, constituída pelos percentis de 25% e 75%. Tabelas resumo foram elaboradas para o teste de variância aplicado ao conjunto de dados do EB e EF, correspondente as principais variáveis analisadas.

Remoção do material orgânico

DBO_{5,20}

A Figura 5.6 mostra que a maioria das ETE's apresentaram valores medianos e faixas de eficiência de remoção em DBO_{5,20}, dentro ou superior a faixa de eficiência reportada por von Sperling (1996), para lagoas anaeróbia seguida de facultativa (Ana+LF) e lagoas facultativas (LF). Com exceção das ETE's de Patos, Itaporanga e Cajazeiras, as demais tiveram menor eficiência no período chuvoso, fato que pode estar relacionado com o aumento no volume de água na lagoa nessa época devido a precipitação, e conseqüentemente a redução do TDH. Nas ETE's com configuração Ana+LF, o TDH, que é uma característica operacional favorável à sedimentação de material orgânico, não apresentou reflexos diretos no desempenho de redução DBO_{5,20}. Assim, apesar dos distintos TDH (Tabela 4.3, da seção 4.3), as eficiências de remoção foram semelhantes. Contudo, as ETE's que dispõe do sistema Ana+LF mostraram as melhores eficiências quando comparadas ao sistema de lagoa facultativo primário.

Destaca-se a baixíssima eficiência de DBO_{5,20} na ETE de Cajazeiras, associada à presença elevada de biomassa algal no EF. A ETE recebeu EB (Figura 5.3a da seção 5.2.2), cujos valores medianos de DBO_{5,20} foram de 61mg.L⁻¹ (na época de seca) e 70mg.L⁻¹ (na época chuvosa). Esses valores são inferiores aos observado nos demais sistemas e da usualmente empregada pela literatura, caracterizando uma água residuária bruta muito fraca. À forte concentração algal observada no EF (Figura 5.7) contribuiu para a elevação da concentração de DBO_{5,20} no EF, onde a biomassa algal, expressa como clorofila "a" variou entre 359µg.L⁻¹ (no período de seca) a 402µg.L⁻¹ (no período chuvoso). O EF gerado apresentou uma DBO_{5,20} (Figura 5.3b, da seção 5.2.2) com valores medianos de 60mg.L⁻¹ (na época seca) e 42mg.L⁻¹ (na época chuvosa). Não ocorreram reduções de DBO_{5,20} ao longo do sistema da ETE de Cajazeiras, o que explica as baixas remoções observadas.

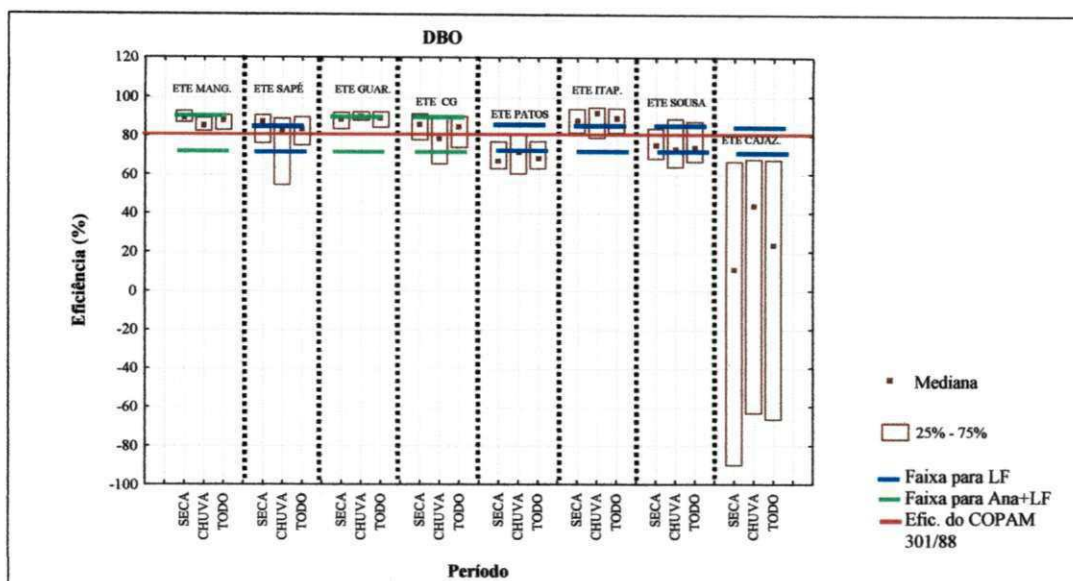


Figura 5.6 - Eficiências de remoção observada de DBO_{5,20} para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas de eficiências citadas na literatura para os respectivos sistemas.

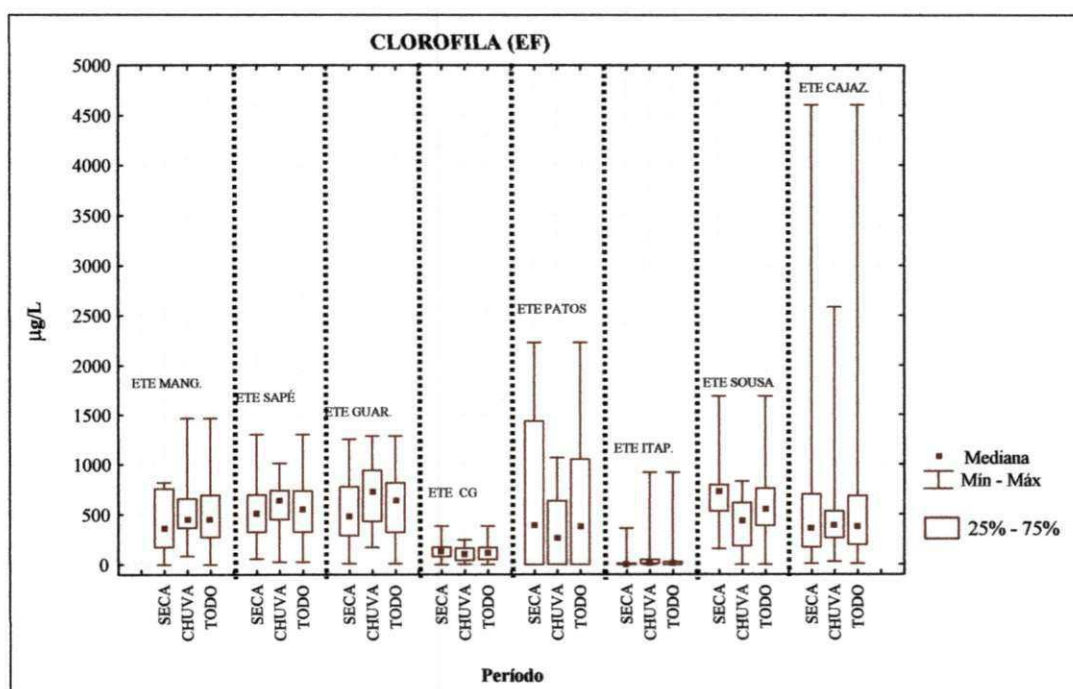


Figura 5.7 – Concentração de clorofila “a” no EF para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004.

O teste da ANOVA aplicado ao conjunto de dados da DBO_{5,20}, revelou a inexistência ($F < F_c$) de diferenças significativas entre as médias EB e EF da ETE de Cajazeiras, como mostra a Tabela 5.2, o que implica dizer que, não ocorreram reduções significativas na concentração de DBO_{5,20}, ao longo do sistema de tratamento. A Figura 5.6 mostra que esse baixo desempenho variou entre -90 a 67% (seca) e -63 a 68% (chuva) nessa ETE. A análise de correlação (r) aplicada para DBO_{5,20} e clorofila “a” (variável indicadora da

biomassa algal) mostram a intensidade da interferência desta nas demais variáveis do EF de Cajazeiras: houve correlações significativas positivas entre a $DBO_{5,20}$ e clorofila “a” ($r = 0,778$), SS ($r = 0,737$), SSV ($r = 0,735$) e turbidez ($r = 0,587$).

Em particular, a ETE de Itaporanga mostrou remoções elevadas de $DBO_{5,20}$, (Figura 5.6) com faixas de remoção variando entre 82 a 94% (no período de seca) e 79 a 95% (no período chuvoso). O teste de variância (ANOVA) mostrou a existência ($F > F_c$) de diferenças significativas entre as médias do EB e EF (Tabela 5.2), evidenciando remoções significativas neste sistema. A boa eficiência observada nesta ETE foi associada à presença de macrófitas aquáticas (aguapés), que facilitam a remoção da material orgânico por meio de suas raízes que funcionam como filtro removedor de partículas, contribuindo para a diminuição da carga poluidora e conseqüentemente na obtenção dessas boas eficiências. Porém, a presença de aguapés que cobrem a superfície da LF dificulta a penetração de luz solar na massa líquida e restringe o desenvolvimento de algas e a produção de oxigênio dissolvido, podendo afetar negativamente a eliminação de CTerm. e conseqüentemente de bactérias patogênicas. Na Figura 5.7 é notável que a menor concentração de biomassa algal ocorreu no sistema da ETE de Itaporanga (de $3\mu\text{g.L}^{-1}$ na seca e $16\mu\text{g.L}^{-1}$ na época chuvosa), quando esta comparada aos valores das demais ETE’s. Predominantemente, a ausência de OD nas épocas de seca e chuva mostra que o sistema de Itaporanga funciona sob condições de anaerobiose.

Tabela 5.2 - Valores medianos e resumo da análise de variância para as variáveis de $DBO_{5,20}$ e DQO, destacando as ETE’s que apresentaram as menores e maiores eficiências.

VARIÁVEL	ETE	PERÍODO CLIMÁTICO											
		SECA				CHUVA				TODO			
		MEDIANA (mg.L^{-1})		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L^{-1})		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L^{-1})		ANOVA EB X EF	
		EB	EF	F	F crítica	EB	EF	F	F crítica	EB	EF	F	F crítica
$DBO_{5,20}$	Cajazeiras	61	60	2,277	4,034	75	42	1,632	4,171	70	49	3,678	3,957
	Itaporanga	336	35	43,491	4,073	294	26	55,786	4,113	221	31	89,383	3,960
DQO	Patos	585	252	8,063	4,034	955	330	5,677	4,301	6223	278	12,951	3,970
	Cajazeiras	373	627	0,763	4,034	395	379	0,071	4,171	373	565	0,543	3,957
	Mangabeira	1139	484	8,225	4,600	845	473	10,133	4,113	857	589	18,178	4,027
	Sousa	373	466	6,122	4,073	395	405	0,777	4,098	373	437	4,300	3,957
	Itaporanga	946	218	40,163	4,073	640	178	21,004	4,110	720	188	60,584	3,960

DQO

A Figura 5.8 mostra que independente da configuração adotada, predominantemente as ETE’s apresentaram baixíssima remoção de DQO. Como a DQO quantifica o material orgânico existente no esgoto, a presença de algas no EF interferiu negativamente nessa eficiência, ou seja, a presença de biomassa algal contribuiu para o aumento dos valores de

DQO no EFE's. Esse efeito não foi observado de forma marcante na $DBO_{5,20}$, porque a parede celular das algas é mais resistente à biodegradação.

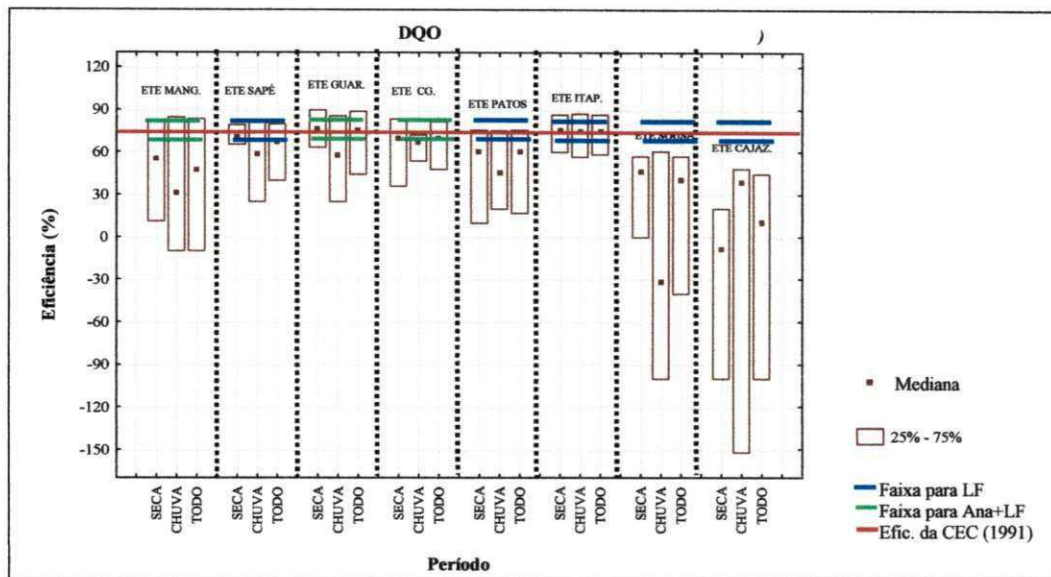


Figura 5.8 - Eficiências de remoção observada de DQO para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixas de eficiências citadas na literatura para os respectivos sistemas.

Um estudo conduzido por Barroso (2001), em lagoas facultativas primárias em escala piloto na cidade de C. Grande, revelaram que quando as concentrações de clorofila "a" estavam uniformes, a faixa de variação média da $DBO_{5,20}$ foi de 51 a 63mg.L^{-1} , e da DQO de 223 a 254mg.L^{-1} , porém quando observado o aumento expressivo da concentração de biomassa algal, a faixa de variação elevou-se para 72 a 101mg.L^{-1} e 336 a 510mg.L^{-1} , respectivamente. Desse modo, a variação na concentração algal foi a responsável direta pelo o aumento dos valores de $DBO_{5,20}$ e DQO no EF. Elevadas concentrações de biomassa algal, expressadas como clorofila "a" foram observadas no EF's de todas as ETE's (Figura 5.7), exceção apenas para as ETE's de Itaporanga e C. Grande que registraram as menores concentrações.

Destacaram-se as ETE's de Mangabeira, Patos, Sousa e Cajazeiras com eficiências bem abaixo da faixa de remoção esperada para DQO e citada por von Sperling (1996), como mostra a Figura 5.7. Em particular, as ETE's de Patos e Cajazeiras apresentaram concentrações de DQO muito baixas no EB (Figura 5.3c, da seção 5.2.2), seguindo a mesma tendência dos baixos valores de $DBO_{5,20}$. A forte presença de biomassa algal, observada nos EF's das ETE's contribuíram para a elevação dos valores de DQO no EF. Destacam-se as ETE's de Cajazeiras e Sousa, que mostraram valores medianos de DQO no EF superiores ao

observado no EB (Tabela 5.3). A análise de variância (ANOVA) mostrou a ausência de diferenças significativas entre EB e EF, para Cajazeiras e Sousa (este somente no período chuvoso). A ETE de Cajazeiras apresentou a menor faixa eficiência com variações entre -100 a 20% no período de seca, e -151 a 48% no período de chuvoso.

A ETE de Itaporanga registrou excelente eficiência de remoção em DQO, entre 60 a 87% (seca) e 57 a 87% (chuva). Esta ETE foi a única a apresentar eficiência com valores medianos dentro faixa de remoção citada por von Sperling (1996) de 65 a 80%. Estas remoções associam-se a presença de macrófitas aquáticas (aguapés), que contribuíram significativamente para diminuição da concentração de DQO no EF.

SST

Grande parte dos sólidos suspensos (SST) presentes no EF teve associação ao intenso desenvolvimento de fitoplâncton na LF, uma vez que as variações de SST acompanharam as flutuações da biomassa algal expressada como clorofila "a". Segundo Mara *et al.* (1983), 80% dos sólidos suspensos encontrados em lagoas facultativas são de natureza algal e portanto diferentes daqueles encontrados no esgoto bruto.

As ETE's com configuração LF (Sapé, Patos, Itaporanga, Sousa e Cajazeiras) apresentaram em geral as menores eficiências de remoção (Figura 5.9), enquanto que, as ETE's com configuração Ana+LF mostram faixas de eficiência semelhante ou acima da faixa de remoção para qual foram projetadas, segundo a faixa citada por Jordão e Pessoa (2005). Destaca-se a ETE de Patos com valores de SST no EF próximos ao observado no EB (Figura 5.4a, da seção 5.2.2), o que explica o baixo desempenho variando entre -107 a 70% (seca) e -24 a 16% (chuva). A análise de correlação revelou associação positiva ($r = 0,940$) entre SST e a fração volátil (SSV), assim como SST, assim como SST com a variável clorofila "a" ($r = 0,788$), mostrando a interferência algal na quantificação do material em suspensão no EF. Nesta ETE além da interferência algal, as descargas dos efluentes de um matadouro municipal localizado nas proximidades da estação, que ao lançar seus dejetos num ponto ao lado da entrada do EB, contribui para que o sistema tenha dificuldades operacionais.

Análise de variância (ANOVA) revelou diferenças não significativas nos conjunto de dados do EB e EF para as ETE's de Patos, Cajazeiras e Sousa (esta na época de seca), como mostra a Tabela 5.3. Assim como a ETE de Patos, as ETE's Cajazeiras, Sousa e Sapé também mostram concentrações medianas de SST no EF muito elevadas. Vale destacar que, em Sapé e Sousa foi observada elevada biomassa algal ($561\mu\text{g/L}$ e $554\mu\text{g/L}$, respectivamente), como

mostra a Figura 5.7. Fortes associações (r) entre a fração SST e fração volátil (SSV) foram obtidas em Cajazeiras ($r = 1,000$), Sapé ($r = 0,966$) e Sousa ($r = 0,975$).

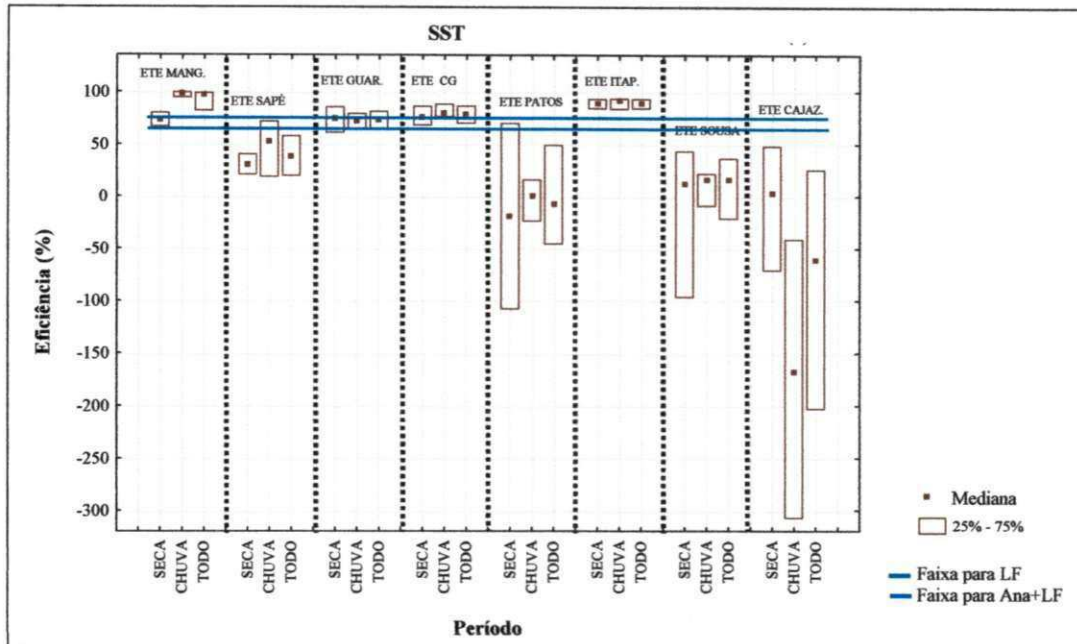


Figura 5.9 - Eficiências de remoção observada de SST para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e faixa de eficiência citada na literatura para os respectivos sistemas.

Tabela 5.3 - Valores medianos e resumo da análise de variância para a SST, destacando as ETE's que possuem lagoas facultativas primárias.

VARIÁVEL	ETE	PERÍODO CLIMÁTICO											
		SECA				CHUVA				TODO			
		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF	
		EB	EF	F	F _{crítico}	EB	EF	F	F _{crítico}	EB	EF	F	F _{crítico}
SST	Patos	115	105	0,875	4,034	107	110	1,312	4,301	110	105	2,233	3,970
	Cajazeiras	100	98	0,766	4,034	43	79	2,061	4,171	57	91	2,819	3,957
	Sousa	180	134	0,051	4,073	188	90	7,144	4,098	180	117	4,704	3,957
	Sapé	426	192	36,074	4,085	407	165	15,738	4,130	418	182	49,111	3,967
	Itaporanga	294	22	45,059	4,073	248	22	59,360	4,113	259	22	103,293	3,960

Remoção de nutrientes

As Figuras 5.4 (c e d), e 5.5 (a e b) mostram elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos (amônia e fósforo total, respectivamente) nos EB's e apesar da baixa parcela de remoção, grandes concentrações ainda foram encontradas nos EF's, pois as configurações adotadas nas ETE's não proporcionam a devida remoção desses nutrientes. Estes resultados não surpreendem, uma vez que os sistemas de tratamento analisados não visavam tratamentos terciários específicos para a remoção de nutrientes.

N-Amoniacal

Quanto ao nitrogênio amoniacal, com exceção das ETE's de Sapé, Sousa e Cajazeiras, as demais não apresentaram eficiência superior a 60%, como mostra a Figura 5.10(a). O sistema lagoa facultativa primária apresentou as maiores eficiências. A menor remoção ocorreu na ETE de Patos, cuja faixa de eficiência variou entre -48% a 1% (na época de seca) e -16% a 28% (na época chuvosa). Esta ETE foi à única que não se observou diferenças entre o conjunto de dados do EB e EF, como mostra a Tabela 5.4. A ausência de diferenças significativas na análise da variância está associada ao matadouro municipal, que possui uma espécie de “decantador” onde armazena os dejetos antes de encaminhá-lo para a ETE de Patos, contribuindo para a menor eficiência do sistema.

Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal foram observadas nos EB's e nos EF's em ambos os períodos sazonais (Figura 5.4 c e d, da seção 5.2.2). As ETE's de Sousa e Cajazeiras apresentaram as maiores eficiência de remoção (Figura 5.10a), considerando o valor mediano de eficiência de todo o período de monitoramento, as ETE apresentaram respectivamente, 69% e 93% de remoção em nitrogênio amoniacal.

Apesar da presença maciça de algas a assimilação biológica de nitrogênio amoniacal ocorreu de forma pouco significativa. A associação (r) entre este e a biomassa algal e amônia ocorreram de forma muito discreta, em que o coeficiente de correlação variou entre $r = -0,049$ a $r = -0,387$. Nas ETE's de Mangabeira e Guarabira não houve essa associação, sugerindo que não ocorreu uma afinidade metabólica do fitoplâncton das lagoas às altas concentrações de amônia, uma vez que a toxidez é específica para cada gênero (KÖNIG *et al.*, 1987).

Observou-se ainda que, que o pH nos EF's das ETE's mantiveram-se em torno do neutralidade a ligeiramente básica (Figura 5.12b da seção 5.5.1 deste capítulo) não sendo propícias para a promover a remoção de amônia por volatilização. Segundo Mota e von Sperling (2009) a melhor condição para ocorrência da volatilização da amônia é a pH superior a 11, pois nessas condições praticamente todo nitrogênio amoniacal está na forma gasosa (NH_3). Freitas (2006) comenta que este valor 11 de pH dificilmente será atingido em lagoas de estabilização, mesmo nas de maturação, que por possuírem baixas profundidades favorecem uma intensa atividade fotossintética e aumento do pH. Os trabalhos desenvolvidos por Hazel, Thomsen e Meith (1971), Colt e Tchobanoglous (1976), Roseboom e Richey (1977), Rienbold e Pescitelli (1982), Thurston e Russo (1983), e Thurston, Russo e Phillips (1983) *apud* Freitas (2006) demonstraram que a toxicidade da parcela de amônia não-ionizada

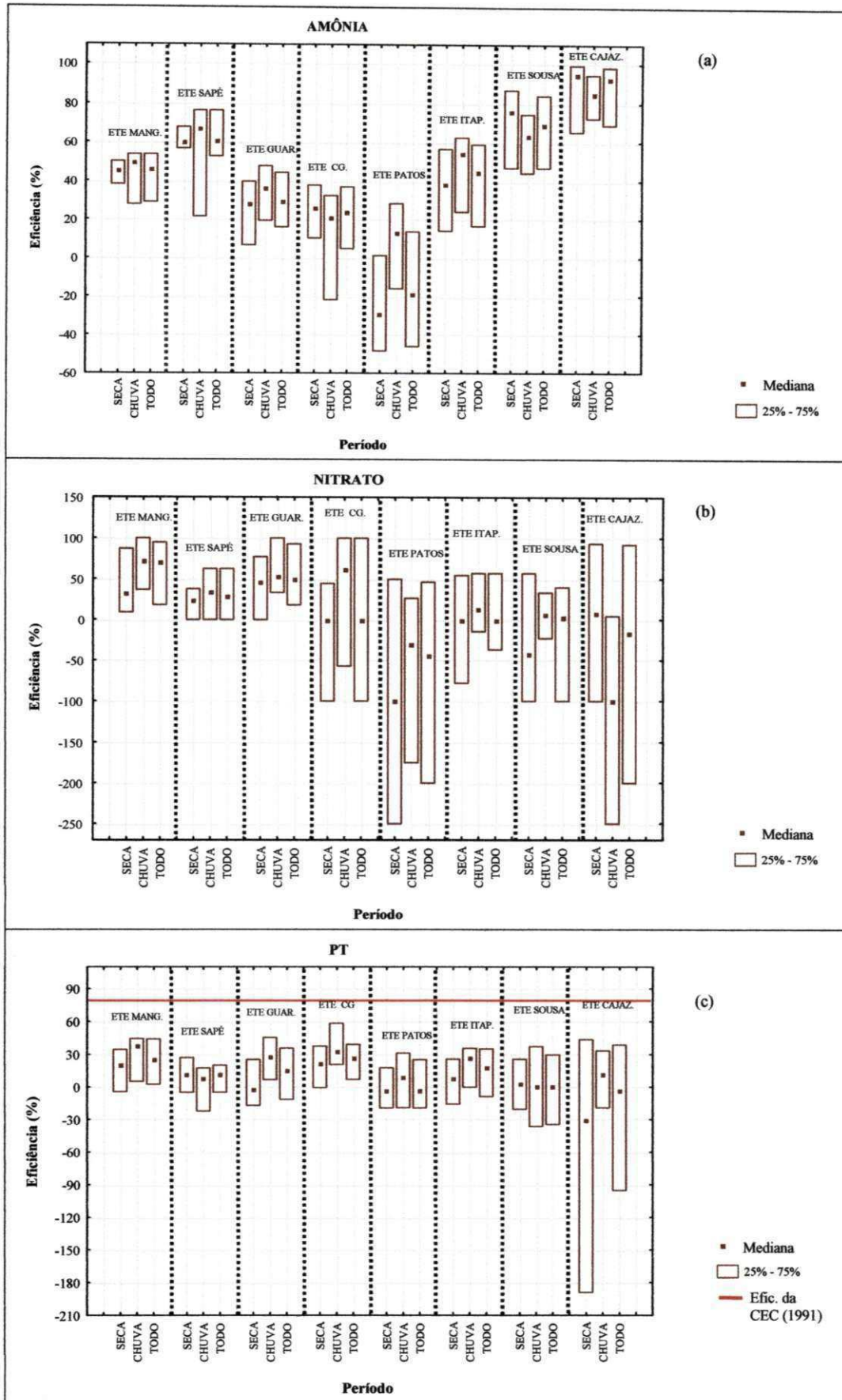


Figura 5.10 - Eficiências de remoção observada amônia (a), nitrato (b) e PT (c) para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004, e eficiência citada na literatura.

Tabela 5.4 - Valores medianos e resumo da análise de variância para as variáveis de Amônia, Nitrato e PT, destacando as ETE's que apresentaram as menores e maiores eficiências.

VARIÁVEL	ETE	PERÍODO CLIMÁTICO											
		SECA				CHUVA				TODO			
		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF		MEDIANA (mg.L ⁻¹)		ANOVA EB X EF	
		EB	EF	F	F _{crítico}	EB	EF	F	F _{crítico}	EB	EF	F	F _{crítico}
Amônia	Mangabeira	78,3	47,4	28,483	4,600	68,9	39,4	55,629	4,113	72,0	41,4	80,766	4,027
	Sapé	70,4	28,1	118,669	4,085	64,2	21,6	28,287	4,130	69,5	24,7	106,911	3,967
	Guarabira	78,9	55,3	12,863	4,052	72,9	48,5	23,912	4,130	77,5	51,7	32,471	3,957
	C. Grande	63,0	48,3	10,256	4,052	42,0	38,8	1,676	4,225	56,3	42,9	10,340	3,970
	Patos	41,5	50,4	0,339	4,034	44,1	38,3	2,022	4,301	41,5	48,1	0,429	3,970
	Itaporanga	55,0	43,3	21,121	4,073	56,6	26,6	21,132	4,113	55,3	29,9	42,308	3,960
	Sousa	41,0	10,0	78,915	4,073	38,8	14,4	41,249	4,098	39,5	12,7	117,307	3,957
	Cajazeiras	14,4	0,7	27,187	4,034	11,1	1,5	7,861	4,171	11,9	1,0	33,939	3,957
Nitrato	Mangabeira	0,8	0,6	0,110	4,600	0,4	0,2	5,544	4,113	0,4	0,2	0,558	4,027
	Sapé	0,5	0,5	0,403	4,085	0,8	0,4	1,026	4,130	0,7	0,4	1,371	3,967
	Guarabira	0,7	0,3	3,474	4,052	0,6	0,2	4,537	4,130	0,7	0,3	8,151	3,957
	C. Grande	0,4	0,5	2,230	4,052	0,1	0,2	0,389	4,225	0,3	0,3	2,542	3,970
	Patos	0,3	0,3	3,497	4,034	0,3	0,8	2,086	4,301	0,3	0,5	5,414	3,970
	Itaporanga	0,6	0,6	0,005	4,073	0,8	0,6	1,291	4,113	0,7	0,6	0,704	3,960
	Sousa	0,3	0,4	0,370	4,073	0,3	0,4	0,055	4,098	0,3	0,4	0,018	3,957
	Cajazeiras	0,1	0,2	0,317	4,034	0,1	0,7	5,773	4,171	0,1	0,2	3,378	3,957
PT	Mangabeira	9,8	8,3	2,050	4,600	10,0	6,4	8,852	4,113	10,0	7,1	11,115	4,027
	Sapé	8,4	7,8	0,169	4,085	8,4	7,4	0,672	4,130	8,4	7,6	0,421	3,967
	Guarabira	8,7	7,7	1,153	4,052	10,2	7,5	14,267	4,130	9,7	7,6	5,517	3,957
	C. Grande	8,6	6,7	2,103	4,052	8,1	5,3	8,401	4,225	8,6	6,3	8,262	3,970
	Patos	6,5	6,5	2,1E-04	4,034	7,6	5,8	0,182	4,301	7,0	6,2	0,057	3,970
	Itaporanga	8,3	7,6	1,372	4,073	7,8	6,5	3,243	4,113	8,2	7,0	4,328	3,960
	Sousa	7,2	7,0	0,688	4,073	6,2	5,5	0,005	4,098	7,0	6,8	0,127	3,957
	Cajazeiras	3,4	5,2	0,399	4,034	3,2	3,3	0,103	4,171	3,3	4,3	0,069	3,957

diminui com o aumento da temperatura, porém, não observado que este tenha desempenhado significativamente remoções de amônia nos sistemas.

Nitrato

A Figura 5.10(b) mostra a reduzida capacidade de remoção de nitrato (N-NO₃⁻) apresentadas pelas ETE's, principalmente na época de estiagem (seca). Às concentrações observadas no EB e EF, em ambas as épocas climáticas, não excederam 0,8mg.L⁻¹, caracterizando condições de uma reduzida capacidade de nitrificação destes reatores biológicos. A Tabela 5.4, mostra que não houve diferenças significativas das concentrações médias do EB e EF, apenas as ETE's de Guarabira e Cajazeiras tiveram discretas diferenças entre as médias do EB e EF na época chuvosa, porém esta não foram o suficiente para promover boas eficiências.

PT

A Figura 5.10(c) mostra que à remoção de fósforo total (PT) em todas as ETE's não ultrapassou eficiência superior a 37%, sendo que a configuração anaeróbia seguida de facultativa apresentou as maiores eficiências quando comparadas as demais. A menor remoção ocorreu na ETE de Cajazeiras, com eficiências entre -118% a 44% (na seca) e -19%

a 33% (chuva). Vale destacar que esta ETE teve baixo desempenho operacional. O EF da ETE de Cajazeiras apresentou valores de PT de $5,2\text{mg.L}^{-1}$ (seca) e $3,3\text{mg.L}^{-1}$ (na época chuvosa), e superiores ao observado no EB (seca: $3,4\text{mg.L}^{-1}$; chuva: $3,2\text{mg.L}^{-1}$) o que explica a baixa remoção. De modo geral, todas as ETE's apresentaram concentrações medianas nos EB e nos EF muito próximas, como mostra Figura 5.5 (a e b - da seção 5.2.2), o que explica a inexistência de diferenças significativas entre EB e EF, exceto para as ETE's de Mangabeira, Guarabira e C.Grande e somente na época chuvosa (Tabela 5.4).

Um estudo realizado por Freitas (2006), na ETE de Mangabeira (módulo II) da cidade de João Pessoa, revelou que a relação entre ortofosfato solúvel e PT foi de 83,74%. O autor comenta que esta relação indica a predominância da liberação de ortofosfato solúvel da camada de lodo, em que este atuou como fornecedor da fração de fósforo para a massa líquida. A relação entre ortofosfato solúvel e PT encontrada nas ETE's foi em média de 27,44% indicando, assim, que não houve predominância da liberação de ortofosfato solúvel, no que se refere ao fornecimento desta fração de fósforo para a massa líquida. Porém, a pequena remoção dessa fração (ortofosfato solúvel), provavelmente, contribuiu diretamente para a representatividade da remoção de PT observada nos sistemas.

A presença significativa de fitoplâncton observada nos EF's foi a responsável, através da assimilação biológica, pela remoção parcial de ortofosfatos da massa líquida dos esgotos tratados das ETE's. A análise de variância revelou que para a maioria das ETE's houve diferenças significativas entre o ortofosfato solúvel do EB e EF, e a análise de correlação mostrou associações negativas (r) entre o ortofosfato solúvel e PT, estas variaram entre baixas e não significativas (Cajazeiras: $r = -0,113$) para correlações significativas (Patos: $r = -0,530$) demonstrando que o mecanismo de remoção de fósforo por assimilação algal, ocorreu de forma discreta e não suficiente para a obtenção de remoções significativas.

A fotossíntese algal não foi o suficiente para elevar o pH até valores apropriados para uma eficaz remoção de fósforo por precipitação química. Os valores de pH próximo da neutralidade foram inferiores ao mencionado por Moutin *et al.* (1992), Toms *et al.* (1975) e Somiya e Fujii (1984) *apud* Oliveira (1990) como favorável à precipitação química de fósforo. Ocorreram negativas e poucas significativas correlações entre pH e ortofosfato solúvel, este pouco contribuiu para a remoção dessa forma de fósforo.

CTerm. e Helmitos

Para melhor análise, os valores de coliformes termotolerantes (CTerm.), foram considerados em termos de unidades logarítmicas removidas. Analisando desta forma, observou-se que a população de CTerm. no EF teve variações, independente da época climática (Figura 5.5d). O sistema de lagoas de estabilização é conhecido por proporcionar condições ambientais bastante desfavoráveis à sobrevivência de CTerm. Dentre elas, em lagoas facultativas, citam-se o metabolismo dos organismos autótrofos que elevam o pH até valores bactericidas, altas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) que forma radicais livres com a luz solar, substâncias tóxicas excretadas pelas algas, competição por nutrientes e baixos teores de gás carbônico (CO₂).

Como se pode observar na Figura 5.11, independente da configuração das ETE's, a remoção de CTerm. variou de um mínimo 1,0 a máximo 2,7 unidades logarítmicas (unid.log.) removidas, com média de 1,9 unid.log. removida, o que corresponde a uma eficiência percentual de 98,7%. No entanto, em virtude das concentrações observadas nos EB's (Figura 5.4 da seção 5.2.2), seriam necessárias eficiências de remoção ainda maiores (99,99%) para obter um efluente de qualidade bacteriológica aceitável nos corpos d'água receptores. Estes aspectos serão discutidos mais detalhadamente na seção 5.4.2 deste capítulo.

Concentrações de CTerm. em torno de 10^6 - 10^7 UFC/100mL, em efluentes finais evidenciam deficiências acentuadas do funcionamento das ETE's e estes valores estão muito acima dos padrões sanitários recomendados pela Organização Mundial de Saúde (O.M.S.), que estabelece para irrigação irrestrita limite máximo de 1.000UFC/100mL (WHO, 2006).

As menores eficiências foram observadas nas ETE's de C.Grande e Patos tanto no período seco (1,2 e 1,0 unid.log. removida, respectivamente) como no chuvoso (ambos com 1,4 unid.log. removida). Destacam-se as ETE's de Sapé e Itaporanga, nas quais não se observou uma associação (r) entre concentrações elevadas de OD e reduzidos de CTerm. De modo geral, os processos metabólicos desencadeados nas lagoas não elevaram o pH acima de 9,0, valor este considerado eficaz para eliminação dos coliformes fecais (Parhad e Rao, 1974; Troussellier *et al.*, 1986). Assim, as remoções observadas nas ETE's foram associadas a outros fatores como luz solar e elevado TDH das lagoas (Tabela 4.3, da seção 4.3, do capítulo 3), sedimentação, inanição e ação de predadores (protozoários e rotíferos).

Com relação aos helmintos, ovos de *Ascaris lumbricoides* são usados na engenharia sanitária como indicadores adequados de parasitas intestinais, pelas suas características de

longa persistência no ambiente e baixa dose infectiva (< 1 ovos embrionado/L). Neste trabalho os EB's apresentaram grande variabilidade de concentrações de ovos de *Ascaris* e houve ausência de ovos de helmintos nos EF's de todas as ETE's. O sistema de lagoas de estabilização é conhecido por desempenhar excelentes eficiências de remoção de ovos por sedimentação favorecida pelo TDH, refletindo-se na sua completa remoção.

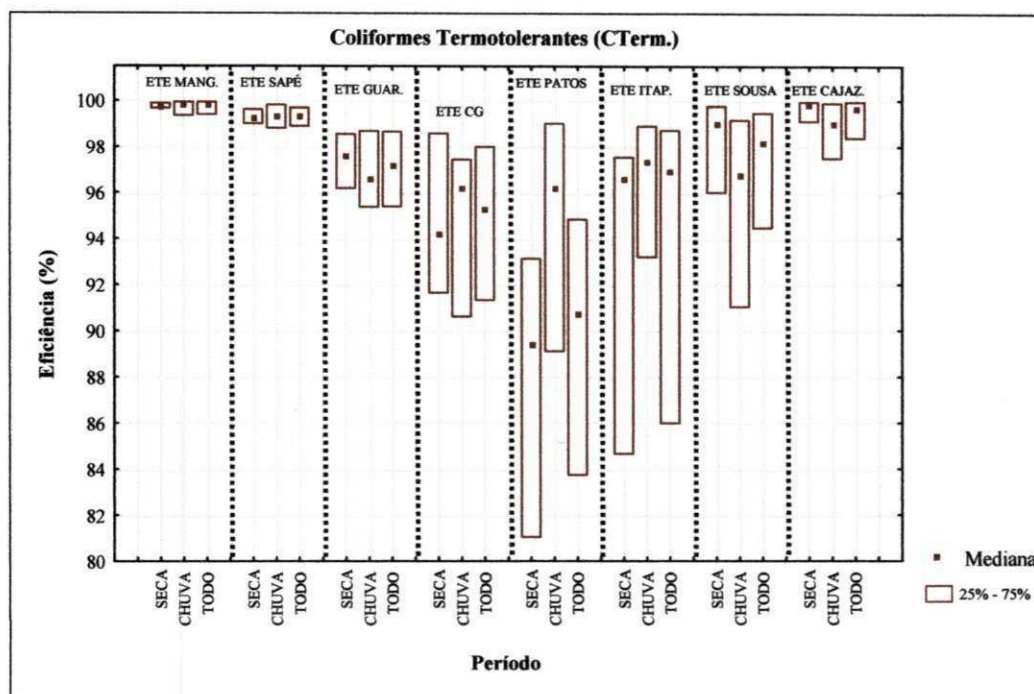


Figura 5.11 - Eficiências de remoção observada de CTerm. para todas as ETE's do estado da Paraíba monitoradas no período de ago/2000 a maio/2004.

5.3 Análise do impacto do efluente final (EF) sobre o corpo receptor

De acordo com a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA/PB), os corpos receptores monitorados estão classificados na Classe 3, segundo a definição de classes da Resolução CONAMA 357/2005. A interferência que os EF's causam no corpo receptor foi analisada de acordo com alterações ocorridas na qualidade dessas águas após o lançamento do EF. Para tal análise, foram adotados os padrões de lançamento, seguindo os valores máximos permitidos (VMP) pela Resolução CONAMA 357/05 e a Norma Técnica do COPAM 301/88 - Paraíba, e o padrão do corpo receptor, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 valores máximos que mantém os corpos classificados como Classe 3. A medida de tendência central adotada para esta análise a média, visto que, os gráficos "Box-plot" adotados para visualização dos dados, mostram os valores médios, máximos e mínimos.

5.3.1 Padrão de lançamento

A Figura 5.12 mostra a concentração mínima, máxima e mediana dos EF's para as diversas variáveis, e os VMP para lançamento, exigidos pelas legislações vigentes (CONAMA 357/05 e COPAM 301/88).

Os valores medianos da temperatura no EF variaram entre 26 a 29°C, típicos de efluentes de sistemas de tratamento da região Nordeste (Figura 5.12a). As temperaturas elevadas favorecem a degradação da matéria orgânica e aumento das taxas das reações metabólicas, no entanto podem diminuir a capacidade de dissolução dos gases na água, inclusive do oxigênio, com consequências negativas sobre os sistemas aeróbios (NAVAL e SANTOS, 2000), porém não se observou associação entre os altos valores de temperatura com a diminuição da concentração de OD.

O pH é uma variável importante utilizada no controle da operação de ETE's e na caracterização de corpos d' água. Na legislação federal (CONAMA 357/05) estabelece-se faixa de pH entre 5 e 9 para águas naturais e para o lançamento direto nos corpos receptores. Esta variável e a temperatura de todos os EF's monitoradas apresentaram-se em conformidade com os VMP's para lançamento exigidos (Figura 5.12 a e b). Destaca-se o EF de Cajazeiras, que no período de seca mostrou valor mediano de pH (8,9) muito próximo ao limite máximo (9,0) estabelecido pelo CONAMA 357/05, estando relacionados à ocorrência de ativa fotossíntese do fitoplâncton, ou seja, remoção de dióxido de carbono e aumento da concentração de OH⁻.

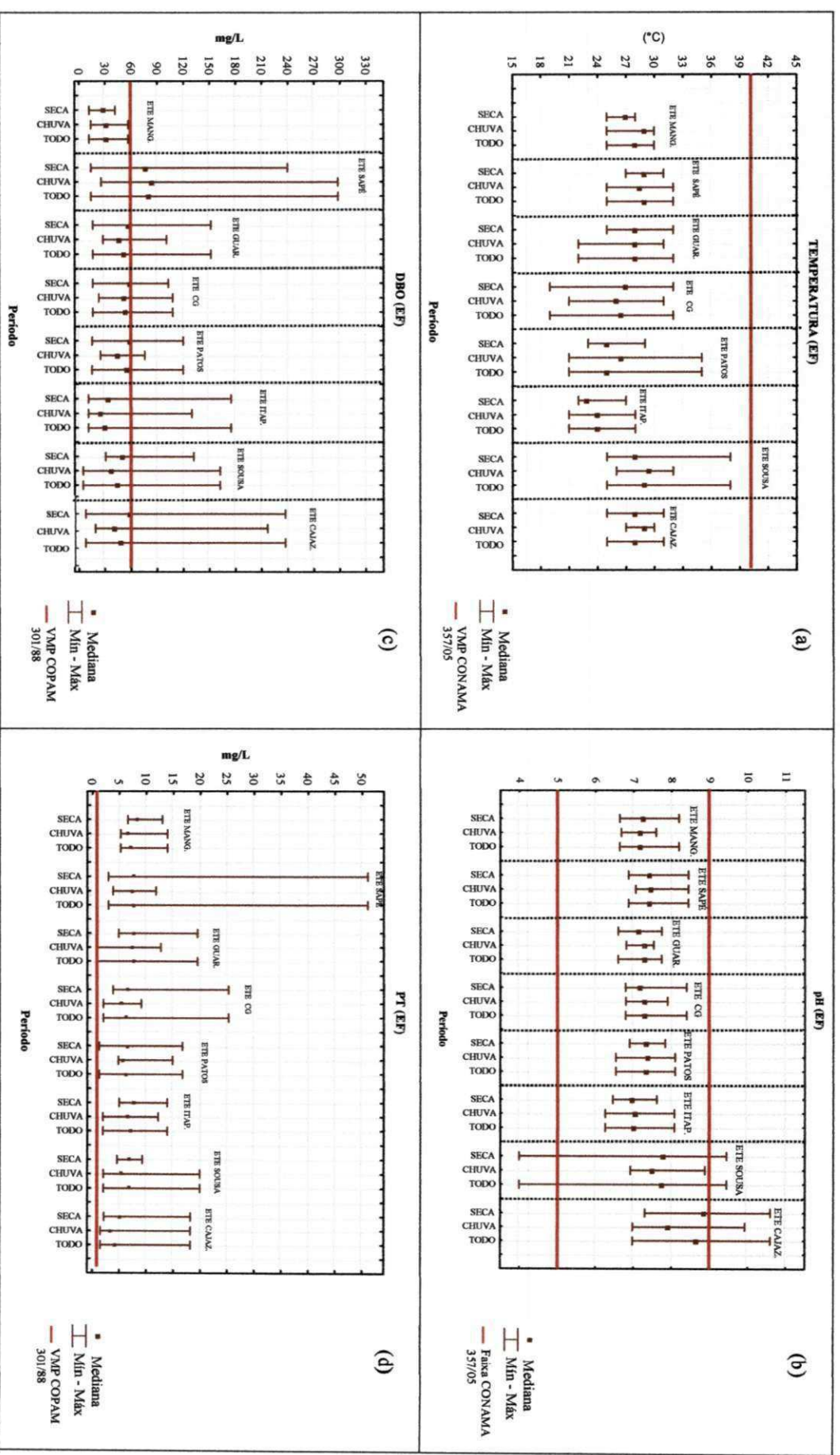


Figura 5.12 - Padrões de lançamento para Temperatura (a), pH (b), DBO_{5,20} (c) e PT (d), segundo o preconizado pelas legislações vigentes.

Embora o CONAMA 357/05 e o COPAM 301/88 não fizerem referência ao parâmetro DQO, no que concernem os padrões de lançamento de efluentes, algumas legislações ambientais estaduais brasileiras (Alagoas, Ceará e Minas Gerais) estabelecem limites máximos (150, 200 e 90mg.L⁻¹, respectivamente) para este parâmetro no lançamento de efluentes no ambiente. Assim, sendo a DQO um indicativo da capacidade do potencial poluidor do esgoto sanitário, a Comunidade Européia (CEC, 1991), especifica o lançamento de DQO_{filtrada} em corpos receptores de até 125mg.L⁻¹ com eficiência de 75%. Os EF's gerados mostram valores, de 2 a 5 vezes, superior ao limite estabelecido pela CEC, no entanto, deve-se observar que estas recomendações podem não ser válidas em países tropicais, pois deve-se levar em conta a realidade local e cada país. Considerando o padrão de DQO para lançamento estabelecido por outros estados nordestinos, em particular Ceará e Alagoas, os EF's das ETE's monitoradas (Figura 5.3d, da seção 5.2.3) mostram altos teores de DQO.

O padrão de lançamento para o constituinte orgânicos encontram-se definidos na legislação estadual (COPAM 301/88), que preconiza apenas o padrão de lançamento para DBO_{5,20} (60mg.L⁻¹) com eficiência de 80%. No período de seca encontra-se a pior qualidade da água, principalmente em relação à quantidade de matéria orgânica. Isto ocorre, principalmente, porque a vazão dos cursos de água é mais baixa neste período, enquanto que o volume de efluentes lançados não depende, na maioria dos casos, da sazonalidade (SILVA e SACOMANI, 2001; BRANCO, 1972; CAMPOLO *et al.*, 2002). Nas ETE's monitoradas, de modo geral, no período de seca os valores medianos de DBO_{5,20} dos EF's se aproximaram ou permaneceram iguais ao limite do COPAM 301/88, como se pode observar em Guarabira (57mg.L⁻¹), C.Grande (59mg.L⁻¹), Patos (60mg.L⁻¹) e Cajazeiras (60mg.L⁻¹).

Na Figura 5.12 (c) observa-se que os EF's, com exceção do efluente gerado pela ETE de Sapé, os demais permaneceram com valores medianos abaixo ou próximas do VMP do COPAM 301/88. Em particular, a ETE de Sapé apresentou em ambos os períodos climáticos (seca e chuva) valores medianos acima do VMP, cujas concentrações de DBO₅ variaram entre 79mg.L⁻¹ (na época de seca) a 85mg.L⁻¹(na chuvosa), aproximadamente, 1,3 e 1,4 vezes maiores que o limite máximo estabelecido pelo COPAM 301/88, onde estes elevados valores da DBO₅ pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática do corpo receptor.

No que diz respeito, a eficiência de 80% para DBO₅, citada pelo COPAM 301/88, as ETE's de Patos, Sousa e Cajazeiras foram as únicas a não atingirem a eficiência estabelecida, como mostra a Figura 5.12 (c). Vale destacar que, as ETE's de Patos e Cajazeiras não

atingiram também a eficiência esperada para as suas respectivas configurações (lagoas facultativas primárias), como mostra a Figura 5.3b (da seção 5.2.3 deste capítulo).

A Resolução CONAMA 357/05, não há padrões de lançamento para nitrato, nitrito e fósforo, existindo apenas o padrão para amônia (20mg.L^{-1}), e este foi temporariamente suspenso pela Resolução CONAMA nº 397 de 03 de abril de 2008 (CONAMA, 2008).

Segundo Costa (2008), considerando-se a concentração média de nutrientes presentes nos esgotos sanitários típicos do Brasil, o padrão proposto pela Resolução do CONAMA 357/2005 (20mg.L^{-1}) não poderia ser atingido com apenas os processos convencionais de tratamento mais comumente empregado no país (lagoas de estabilização). Para Mota e von Sperling (2009) estes sistemas convencionais, que são projetados visando, principalmente, à remoção do material orgânico, resultam em EF's com elevada concentração em nitrogênio e fósforo chegando a ser próximos ao observado no EB, fato este, que dificulta o atendimento às exigências.

A legislação ambiental estadual (COPAM 301/88) estabeleceu o padrão de fósforo (1mgP.L^{-1}) para lançamentos em trechos de corpos d'água contribuintes de lagos, lagoas e represas. A concentração mediana de fósforo no EF, de todas as ETE's, mostrou-se superior ao estabelecido pelo COPAM 301/88 (Figura 5.12d), em que no período de seca ocorreram valores mais elevados.

Em lagoas facultativas, a concentração média de $4,84\text{mgP/L}$ é muito imprópria, visto que, o ortofosfato solúvel está diretamente disponível a biota aquática estando propícia a ocorrência da eutrofização (SAWYER *et al.*, 1994; von SPERLING, 1996). Os EF's gerados pelas ETE's se mostraram bem superior a esse valor (Figura 5.12 d), o que pode acarretar sérios problemas de elevada eutrofização e crescimento de algas e macrófitas de forma exuberante quando lançados aos seus corpos receptores.

A concentração de amônia lançada nos corpos comportou-se de maneira semelhante ao fósforo, nos EF's monitorados, com exceção de Sousa e Cajazeiras, cujas concentrações medianas de amônia nos EF's ficaram acima do VMP exigido pelo CONAMA 357/05 (Figura 5.13). Deve-se considerar que, o nitrogênio na forma de amônia livre (NH_3) é tóxico aos peixes. No período de seca, em sua maioria, estas concentrações encontraram-se mais elevadas, e conseqüentemente, mais ofensivas a vida aquática. Os altos teores nos EF's (Figura 5.13), na época de seca, que chegaram a exceder 1,4 a 2,0 vezes a concentração de 28mg.L^{-1} considerada tóxica à população algal (ABELIOVICH e AZOV, 1976).

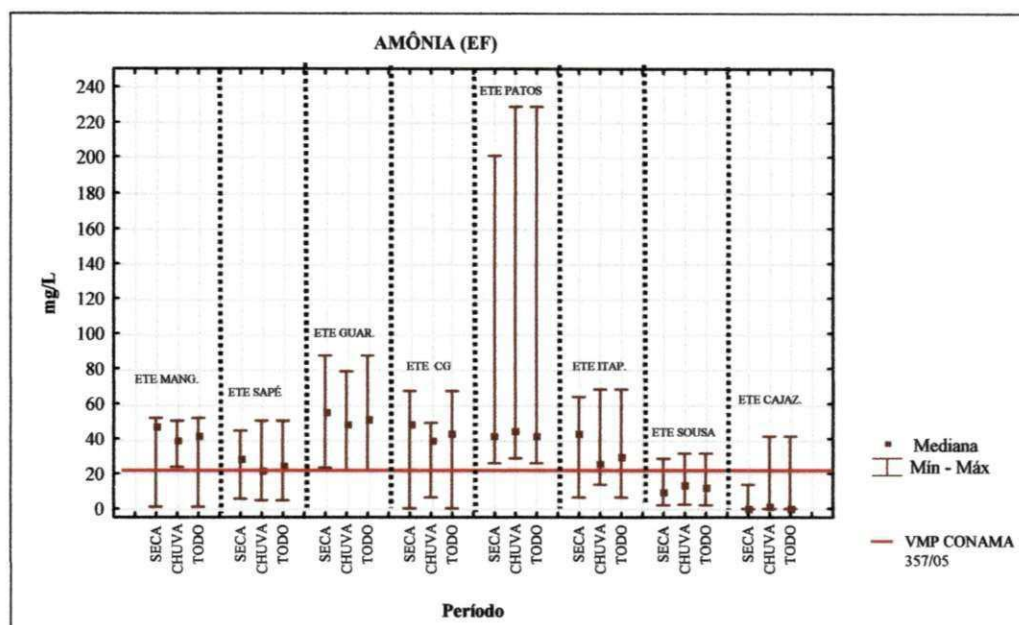


Figura 5.13 - Padrão de lançamento para Amônia segundo a Resolução CONAMA 357/05.

5.3.2 Padrão do corpo receptor

A interferência que o EF exerce sobre a qualidade dos corpos receptores, passa a ser notável quando comparado com as concentrações montante e jusante ao lançamento. De modo geral, as ETE's lançaram EF's com concentrações superiores às observadas no corpo receptor refletindo diretamente na mudança da qualidade da água natural. Para a análise do comportamento do corpo receptor em relação à disposição do EF o modelo de gráfico "Box-plot" adotado para visualização dados (as Figuras 5.14 e 5.15) considera apenas 95% dos dados, excluindo os valores considerados extremos e/ou "outliers", tarefa realizada pelo próprio software. Assim as Figuras 5.14 e 5.15 mostram os dados obtidos durante todo o período de estudo para os EF's e nos pontos RM e RJ para diversos constituintes; e o VMP pela resolução CONAMA 357/05 para enquadramento de corpos d'água de Classe 3.

pH

Na avaliação do pH, os corpos d'água apresentaram valores dentro do padrão CONAMA 357/05 (entre 6,0 a 9,0). A ausência de diferenças significativas entre os dados do RM e RJ, evidenciam que apesar do lançamento do EF, os corpos d'água receptores não sofreram oscilações significativas na concentração de pH. Discretas oscilações no valor de pH, ocorreram nos pontos RM quando comparados entre si, isto deve-se à diversidade dos compostos lançados a montante das estações. Os corpos d'água receptores mostraram valores médios de pH próxima da neutralidade (Figura 5.14a).

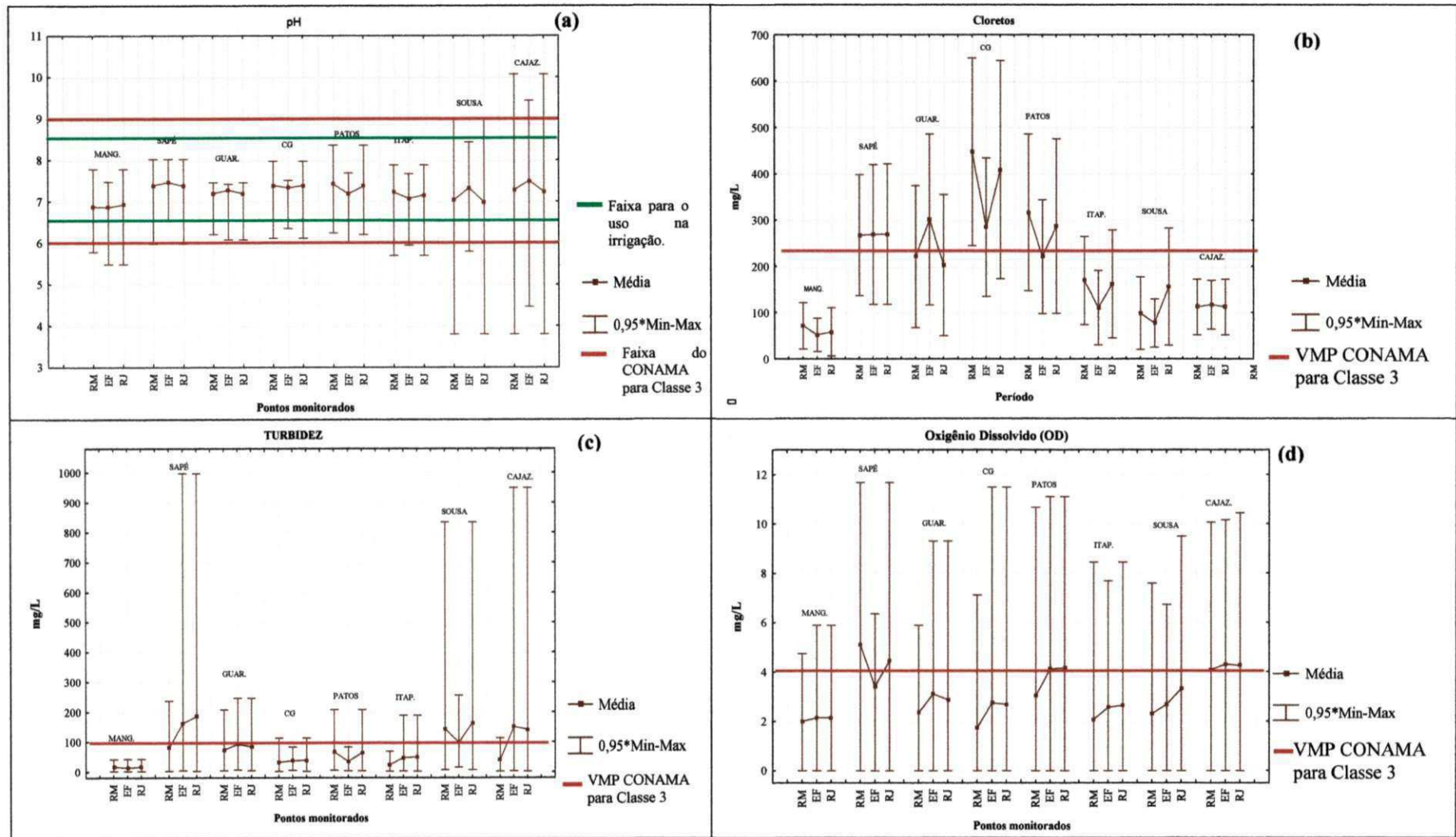


Figura 5.14 – Concentrações observadas para pH (a), Cloretos (b), Turbidez (c), OD (d) no EF e nos pontos RM e RJ.

Cloretos

A concentração de cloretos nos corpos d'água receptores das ETE's de Mangabeira, Itaporanga, Sousa e Cajazeiras mostraram valores médios abaixo do limite máximo estabelecido pelo CONAMA 357/05 (250mg.L^{-1}) para corpos de classe 3, os demais apresentaram valores acima do VMP, como mostra a Figura 5.14(b). Sensíveis aumentos foram observados no ponto RJ dos corpos receptores de Guarabira, Patos e Sousa, porém o teste variância aplicado ao conjunto de dados RM e RJ mostram que houve insignificância nestas diferenças, ou seja, o corpo d'água se manteve sem alterações significativas para esta variável (Tabela 5.5).

Tabela 5.5 - Valores médios e resumo da análise de variância para as variáveis de cloretos, turbidez e DBO, destacando as ETE's que apresentaram as menores e maiores eficiências.

VARIÁVEL	ETE	PERÍODO CLIMÁTICO											
		SECA				CHUVA				TODO			
		MÉDIA (mg.L^{-1})		ANOVA RM X RJ		MÉDIA (mg.L^{-1})		ANOVA RM X RJ		MÉDIA (mg.L^{-1})		ANOVA RM X RJ	
		RM	RJ	F	F _{crítico}	RM	RJ	F	F _{crítico}	RM	RJ	F	F _{crítico}
Cloretos	Guarabira	145	158	0,361	4,052	201	212	0,008	4,130	169	181	0,048	3,957
	Patos	269	265	0,014	4,034	166	191	0,395	4,301	236	242	1,871	3,970
	Sousa	141	137	0,029	4,085	51	51	0,001	4,098	97	95	0,012	3,960
Turbidez	Sapé	31	30	0,000	4,121	19	27	0,945	4,130	25	29	0,166	3,974
	Cajazeiras	12	25	9,194	4,034	22	20	0,075	4,171	15	23	4,095	3,957
	Sapé	13	18	1,274	4,121	8	13	6,192	4,130	11	16	4,373	3,974
DBO _{5,20}	Guarabira	26	32	1,435	4,052	21	30	3,390	4,130	24	31	4,339	3,957
	Itaporanga	23	17	5,318	4,098	16	14	0,519	4,149	19	15	4,698	3,967

Turbidez

Do ponto de vista sanitário, a turbidez pode afetar esteticamente os corpos d'água ou ainda encarecer o tratamento para os diversos usos. Outro fator a ser considerado, relaciona-se com a fauna e a flora, que poderão sofrer distúrbios em função da redução de penetração de luz (FARIAS, 2006). Os valores da turbidez, nos pontos RM e RJ, predominantemente, permaneceram abaixo do VMP (100 UNT) do CONAMA 357/05, para corpo de classe 3. Para os corpos receptores de Sapé, Sousa e Cajazeiras, a turbidez no ponto RJ foi superior ao ponto RM, estes também mostraram que no ponto RJ os valores médios apresentaram-se superior ao VMP permitido pelo CONAMA 357/05 (Figura 5.14c). Alterações significativas entre os pontos RM e RJ para turbidez foram observadas nos corpos receptores de Sapé e Cajazeiras (este na época de seca), o que explica a ocorrência do aumento nos teores de turbidez à jusante (Tabela 5.5). Assim, uma das causas prováveis refere-se à remoção da cobertura vegetal, no entorno dos corpos d'água, que ocorrem visando principalmente o cultivo agrícola, esta ação pode alterar a turbidez por favorecer o maior carregamento de sólidos para o corpo hídrico.

OD

De acordo com von Sperling (1996), em termos ecológicos, a queda nos níveis de oxigênio dissolvido (OD) conduz um impacto que atinge toda a comunidade aquática e cada redução nos teores de OD é seletiva para determinadas espécies. No ponto RM os corpos d'água já apresentavam sinais de insuficiência nos teores de OD, com valores médios inferiores ao observado EF e ao valor considerado satisfatório (4mg.L^{-1}) preconizado pelo CONAMA 357/05, não se enquadrando em corpos de classe 3. Somente os corpos receptores de Sapé e Cajazeiras apresentaram valores médios, nos pontos RM e RJ, acima do limite mínimo (Figura 5.14d). Vale destacar que, os EF's de boa parte das ETE's contribuíram para diminuição do nível de OD no ponto RJ. No período de seca há menor volume de água nos corpos d'água superficiais, entretanto, a vazão dos efluentes das ETE's se mantém constantes, os teores de oxigênio diminuem expressivamente. Após os lançamentos dos efluentes das ETE's, o OD encontra-se em concentrações menores que a montante (no ponto RM), como foi observado em Sapé, em decorrência da concentração matéria orgânica lançada pelas ETE's através dos EF's, indicando que o nível de tratamento deve ser melhorado. Menores concentrações de OD na água, em períodos secos, ocorrem principalmente devido à menor vazão do curso hídrico (MATUSMOTO e RODRIGUES, 2010).

DBO_{5,20}

A concentração do material orgânico expresso como DBO_{5,20}, nos pontos RM e RJ, de todos os corpo receptores monitorados mostraram-se superior ao padrão de 10mg.L^{-1} do CONAMA 357/05 para enquadramento de corpos d'água na classe 3. Discretos aumentos no ponto RJ ocorreram após a disposição dos EF's, onde observaram-se significativas diferenças entre os dados RM e RJ das ETE's de Sapé (no período de seca), Guarabira (chuva) e Itaporanga (em todo o período), como mostra a Tabela 5.5. Para os demais corpos d'água houve diluição após a disposição dos EF's, com a conseqüente diminuição das concentrações à jusante (Figura 5.15a). O corpo receptor da ETE de Mangabeira foi o que apresentou os menores valores médios de DBO_{5,20}, próximo ao padrão preconizado pelo CONAMA 357/05.

Quando a DBO_{5,20} aumenta ocorre redução nos teores de OD, pois há um consumo de oxigênio pelos microrganismos heterótrofos aeróbicos envolvidos na biodegradação da matéria orgânica, podendo até provocar déficit de oxigênio como já nos corpos d'água receptores monitorados. Do ponto de vista de autodepuração, os corpos receptores monitorados apresentaram-se com elevada degradação da qualidade da água, onde altos teores

de matéria orgânica podem induzir à completa ausência de oxigênio na água, provocando a morte peixes e outras formas de vida aquática aeróbia.

Coliformes Termotolerantes (CTerm.)

A Figura 5.15(b) mostra que todos os corpos d'água receptores apresentaram valores médios de CTerm. nos pontos RM e RJ em desacordo com o preconizado pelo CONAMA 357/05 ($4,0E+03$ UFC/100mL), que corresponde ao padrão de águas para classe 3, e em consequência, os corpos d'água monitorados encontram-se fora dessa classificação. Os maiores níveis de contaminação fecal estiveram concentrados no corpo receptor de C.Grande, enquanto que os corpos receptores das ETE's de Mangabeira, Sapé e Itaporanga mostraram aumento nos teores de CTerm. após o lançamento do EF.

Presença de altas concentrações de CTerm. em águas naturais se associam com a ocupação desordenada da bacia hidrográfica, com fortes impactos antropogênicos. De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos –PERH (1996), mais de 68% da área do estado está fortemente antropizada, tendo como principal influência as descargas de esgotos de forma pontual ou difusa, a agricultura e a pastagem. Além do fato que, ambientes com deficiências de saneamento básico se tornam insalubres para a população.

Amônia e PT

Com relação ao teor de nutrientes, na avaliação do nitrogênio amoniacal os corpos d'água apresentaram valores acima do padrão CONAMA 357/05 ($5,6\text{mg.L}^{-1}$, para pH entre 7,5 a 8,0). O fósforo, elemento limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, é apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes sistemas. O monitoramento nos corpos d'água mostrou que estes se encontram em concentrações superiores de PT ao VMP ($0,15.\text{L}^{-1}$) preconizado pelo CONAMA 357/05.

A disposição do EF, para maior parte dos corpos receptores, não mostraram diferenças significativas entre as médias do RM e RJ, para ambas as variáveis (Tabela 5.6), o que implica dizer que mesmo com a disposição do EF os teores a jusante se mantiveram semelhantes ao observado a montante, concentrações estas superiores ao que preconiza a legislação. Fontes difusas, áreas não saneadas, áreas agrícolas próximas a estação de tratamento e aos corpos d'água receptores contribuíram para altas concentrações observadas à montante.

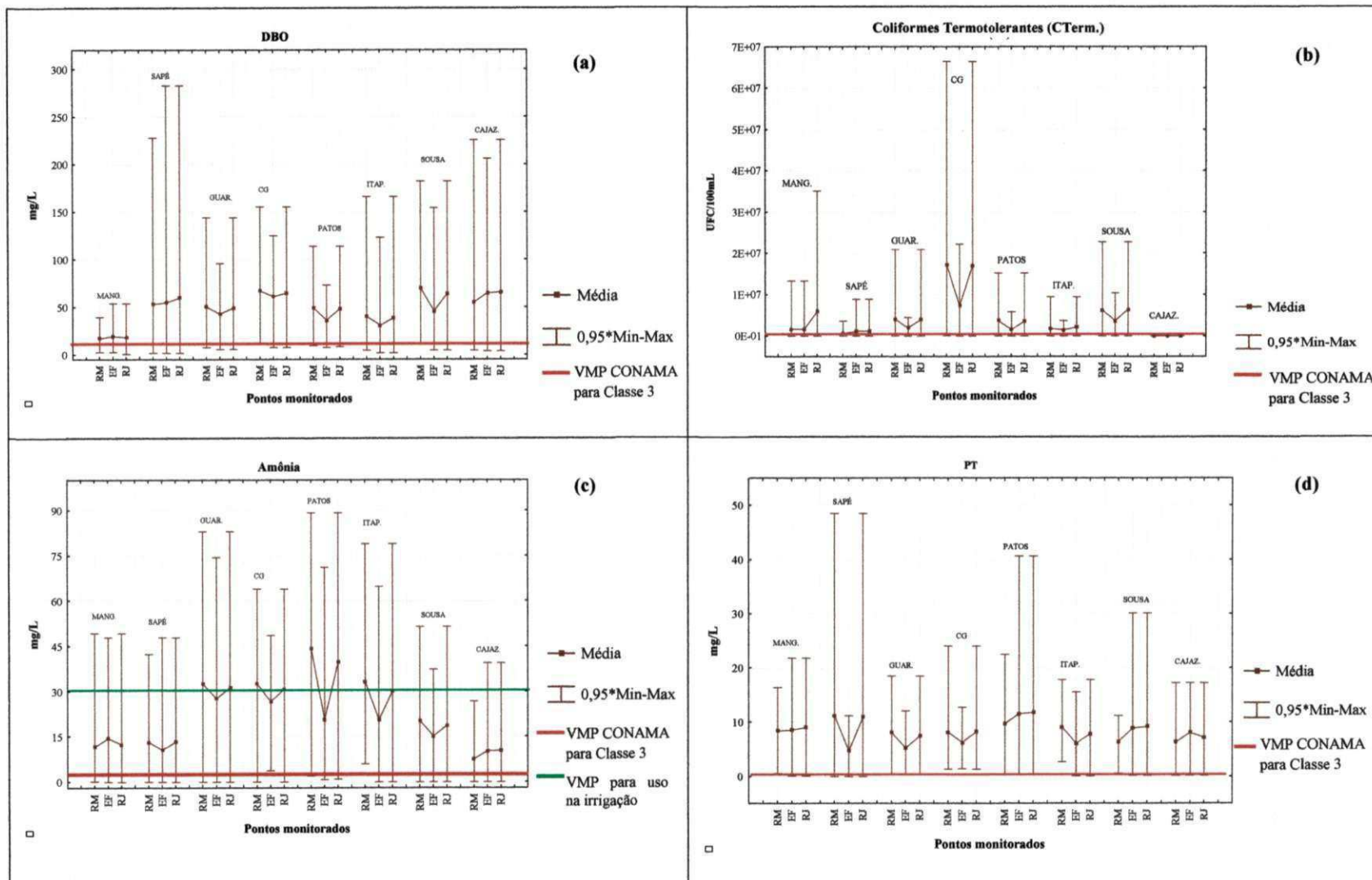


Figura 5.15 – Concentrações observadas para DBO_{5,20} (a), CTerm. (b), Amônia (c), PT (d) no EF e nos pontos RM e RJ.

Tabela 5.6 - Valores médios e resumo da análise de variância para amônia e PT de todas as ETE's monitoradas.

VARIÁVEL	ETE	PERÍODO CLIMÁTICO											
		SECA				CHUVA				TODO			
		MÉDIA (mg.L ⁻¹)		ANOVA RM X RJ		MÉDIA (mg.L ⁻¹)		ANOVA RM X RJ		MÉDIA (mg.L ⁻¹)		ANOVA RM X RJ	
		RM	RJ	F	F _{crítico}	RM	RJ	F	F _{crítico}	RM	RJ	F	F _{crítico}
Amônia	Mangabeira	1,0	1,9	2,008	4,600	1,4	2,6	3,260	4,113	1,3	2,4	4,880	4,027
	Sapé	0,9	4,5	5,708	4,121	1,5	1,4	0,043	4,130	1,2	3,9	5,838	3,974
	Guarabira	14,8	22,1	3,222	4,052	8,0	14,5	4,412	4,130	11,9	18,8	6,360	3,957
	C. Grande	34,0	33,3	0,030	4,052	26,1	24,1	0,233	4,225	31,1	29,7	0,189	3,970
	Patos	20,3	25,9	1,362	4,034	8,9	10,2	0,259	4,301	16,7	21,0	1,343	3,970
	Itaporanga	28,1	24,2	0,682	4,098	8,1	8,9	0,072	4,149	18,3	17,1	0,117	3,967
	Sousa	24,9	22,1	10,539	4,085	7,6	6,6	0,105	4,098	16,5	14,5	0,392	3,960
	Cajazeiras	4,4	5,7	0,786	4,034	1,6	1,7	0,012	4,171	3,3	4,2	0,694	3,957
PT	Mangabeira	6,6	6,1	0,018	4,600	3,4	2,7	0,165	4,113	4,3	3,7	0,163	4,027
	Sapé	3,7	3,4	0,026	4,121	1,5	1,4	0,019	4,130	2,6	2,7	0,001	3,974
	Guarabira	3,5	4,8	1,866	4,052	2,3	3,4	2,610	4,130	3,0	4,2	3,673	3,957
	C. Grande	5,9	5,1	1,210	4,052	5,2	4,9	0,086	4,225	5,7	5,2	0,574	3,970
	Patos	8,0	6,9	0,550	4,034	5,3	4,4	0,348	4,301	7,2	6,1	0,422	3,970
	Itaporanga	8,1	7,0	0,821	4,098	4,4	3,4	0,755	4,149	6,4	4,9	3,079	3,967
	Sousa	6,1	6,0	0,007	4,085	4,7	2,6	1,438	4,098	5,4	4,4	1,142	3,960
	Cajazeiras	2,8	3,5	0,699	4,034	3,5	3,7	0,013	4,171	3,1	3,5	0,379	3,957

Clorofila "a"

A resolução do CONAMA 357/05 ainda estabelece valor máximo de clorofila "a" de 60µg.L⁻¹ para corpos enquadrados em classe 3. Os EF's de todas as ETE's monitoradas apresentaram concentração de biomassa algal superior a este valor, assim como os pontos RM e RJ. A Figura 5.16 mostra que a concentração de fitoplâncton presente no EF interferiu diretamente nas águas receptoras provocando aumento ou diminuição nos pontos RJ de todos os corpos monitorados. Destaca-se que, com a disposição do EF, os córregos e riachos de Guarabira, Patos e Cajazeiras tiveram considerável aumento dessa variável que superou o limite máximo estabelecido pelo CONAMA 357/05. Destaca-se que, no período de seca, em Guarabira e Patos os seus respectivos corpos receptores, no ponto RM já apresentavam valores pouco acima (65 e 78mg.L⁻¹, respectivamente) do VMP pelo CONAMA 357/05. Os corpos receptores de Sousa e Itaporanga, no período de seca e chuva, no ponto RM mostram elevada concentração algal e com a disposição dos EF's, estas concentrações no ponto RJ se mostraram inferiores ao RM, o que significa dizer que os EF's diluíram as águas receptoras, entretanto o grau de deteriorização de todos esses ambientes aquáticos permaneceram elevados.

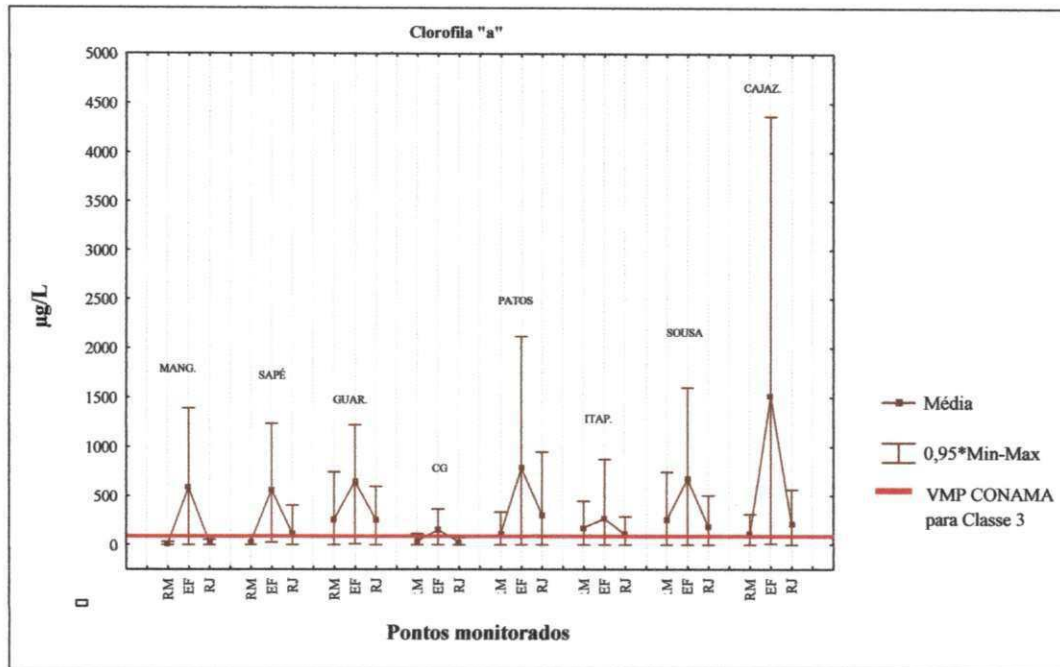


Figura 5.16 – Concentrações observadas para clorofila “a” no EF e nos pontos RM e RJ.

5.4 Qualidade da água para uso na irrigação

Na análise da qualidade para verificar seu uso na irrigação considerou-se as águas dos pontos RJ de cada corpo receptor. Inicialmente foi elaborado um diagnóstico geral quanto aos principais parâmetros físicos e químicos (pH, amônia e PT) das águas dos corpos receptores no ponto RJ quanto as condições ideais para o uso na irrigação. Posteriormente, como auxílio de diagramas estes foram classificadas de acordo a salinidade e sodicidade e indicados para tipos específicos de solo e vegetação. Foi realizada também uma análise mais restritiva quanto aos aspectos microbiológicos antes da aplicação na prática da irrigação de culturas.

5.4.1 Valores de pH e concentrações de Amônia e PT

pH

O pH afeta a disponibilidade de nutrientes contidos no solo, para plantas é máxima quando o pH é próximo da neutralidade. Nessas condições o pH não favorece aumento na solubilidade do alumínio (Al), visto que este elemento precipitado no solo não causa problemas às plantas, mas no seu estado solúvel exerce efeitos tóxicos, com a redução do desenvolvimento do sistema radicular e em conseqüência promove a redução do desenvolvimento da parte aérea e comprometimento da sua produtividade (WEBER *et al.*, 2010). Durante o monitoramento os valores médios de todos os corpos receptores no ponto RJ, mostraram-se em torno da neutralidade (Figura 5.13a, seção 5.3.2) e dentro da faixa (de 6,5 a 8,4) citada por Paganini (2003), considerada ideal como para irrigação.

Amônia

A presença de amônia nas águas usadas para irrigação é considerada estimulante do crescimento das plantas, mas o seu excesso pode prejudicar o desenvolvimento de vegetais sensíveis, como a videira e a beterraba açucareira, que em geral, são afetadas por concentrações de nitrogênio amoniacal superiores a 5mg.L^{-1} , enquanto que a maior parte das outras culturas não é afetada até que as concentrações excedam 30mg.L^{-1} (MEDEIROS, 2007). Apenas o corpo receptor da ETE de Patos (rio Espinhares) mostrou concentração acima de 30mg.L^{-1} no ponto RJ (Figura 5.14c, da seção 5.3.2).

PT

Quanto ao PT, ao contrário do nitrogênio, teores excessivos não são reportados na literatura como causadores de problemas às culturas agrícolas, podendo ser reaproveitado em sua totalidade. Desse modo, as águas dos corpos receptores seriam adequadas para o uso na

irrigação de culturas, visto as elevadas concentrações de PT (Figura 5.14d, da seção 5.3.2), entretanto a qualidade da água para qualquer uso deve ser avaliada pelo conjunto de parâmetros de qualidade, sendo suficiente que um deles não satisfaça as condições exigidas para que toda a massa de água não seja usada para a finalidade pretendida.

5.4.2 Classificação quanto à Salinidade e Sodicidade

As águas dos corpos receptores, no ponto RJ, foram avaliadas quanto à salinidade e sodicidade, variáveis estas limitantes das águas de irrigação. As mesmas estão relacionadas com o conteúdo de Sais Totais Dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE) e com a Razão de Adsorção do Sódio (SAR ou RAS). Esse índice (RAS) representa a medida da concentração de sódio na água que substitui o cálcio e o magnésio no solo. Valores do RAS superiores a 10 são considerados perigosos para o solo.

As águas dos corpos receptores mostraram valores máximos de RAS variando entre 0,9 a 9,3. Medeiros (2007) comenta que, quanto maior a RAS e quanto maiores as concentrações dos sais dissolvidos (CE) menos apropriada é a água para a irrigação, pois aumenta os problemas potenciais de infiltração da água no solo, como também, aumentam os riscos de salinizar o solo, comprometendo o desenvolvimento das culturas e contaminando o meio ambiente.

Na classificação de Riverside (RICHARDS, 1954), revelou que o menor índice de salinidade (C1) e sodicidade (S1), independente da época climática, foi observado predominando nos dados do corpo receptor da ETE de Mangabeira (rio Cuiá). A maioria dos dados (78%) encontra-se inseridos na classificação C1- S1, mostrando que água proveniente deste corpo apresenta baixa salinidade (C1) e fraco teor de sódio (S1). Na Figura 5.6.1(a), pode-se observar que o período chuvoso apresentou a maior parte dos dados enquadrados nessa classificação, fato associado com o elevado índice de precipitação que foi observado nesta área e possibilitou a promoção da diluição do sais.

No riacho Belo Horizonte, corpo receptor da ETE de Cajazeiras, predominantemente, observou-se um baixo risco de sódio (S1) com média salinidade (C2), indicando que esse corpo enquadrou-se para a maioria dos dados (80%) a classificação em C2-S1. Observa-se também que em ambas as épocas climáticas o conjunto de dados permaneceu nesta classificação, como pode ser observado na Figura 5.16(b).

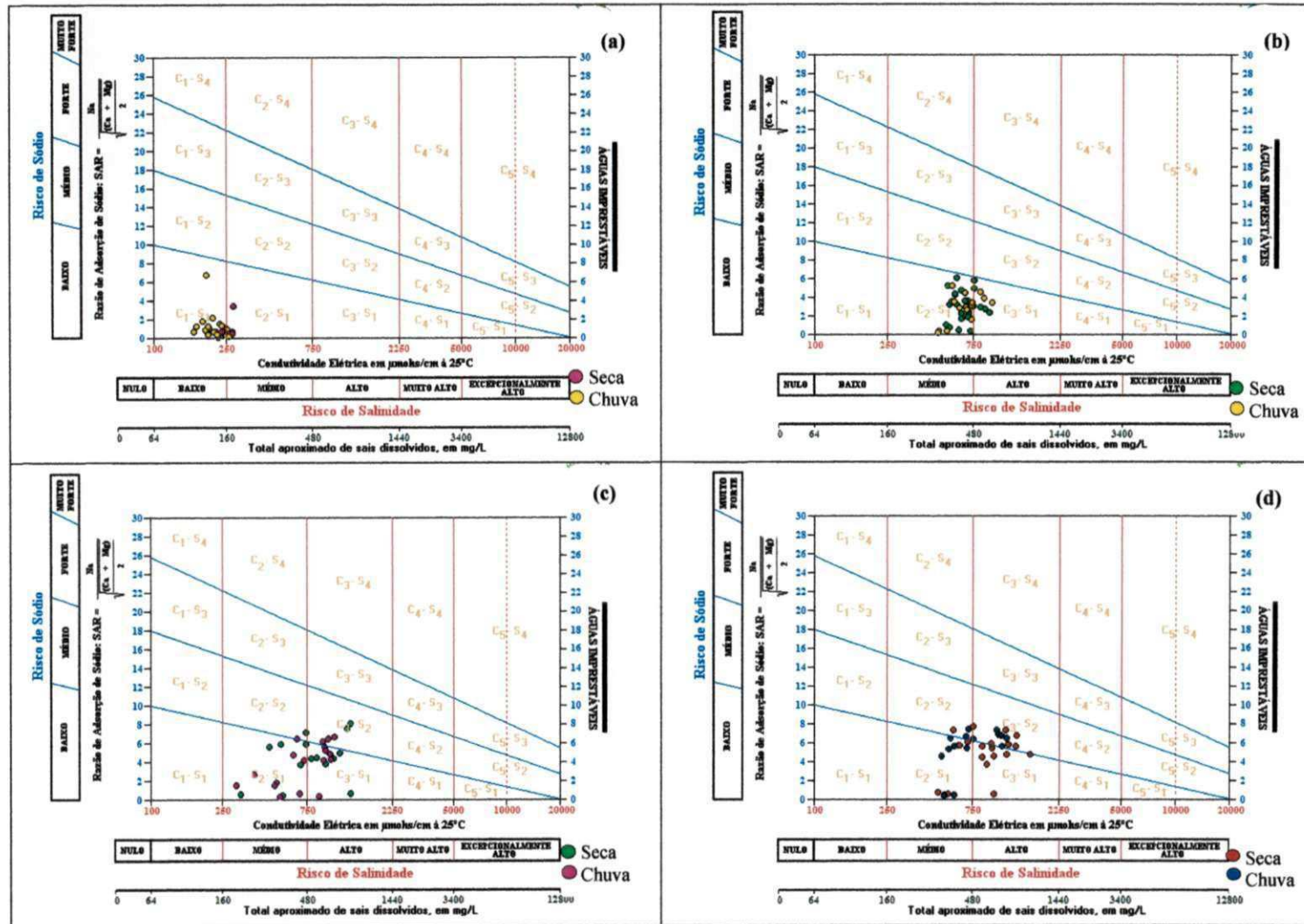


Figura 5.18 – Classificação de Riverside para as águas dos corpos receptores após o lançamento do efluente das ETE's de Mangabeira (a), Cajazeiras(b), Guarabira (c) e Sapé (d) durante o período de 2000 a 2004.

O enquadramento do conjunto de dados do corpo receptor de Guarabira (rio Guarabira) variou entre um médio (C2) a forte (C3) risco de salinidade. Independente da época climática (Figura 5.6.1c) observa-se que essas águas encontram-se em transição quanto à salinidade e sodicidade, com predominância de fraca sodicidade (S1). Apesar da dispersão do conjunto de dados no corpo d'água, ao longo do monitoramento estas águas foram classificados em C2-S1, com 42% dados enquadrados, com forte influência da época chuvosa nesta classificação. Acredita-se que possa ter ocorrido a drenagem dos sais em decorrência da época de chuva, devido ao escoamento superficial, que promove uma lavagem superficial do solo, contribuindo, para promover um aumento na concentração salina. Porém, foi na época seca se observou um dos maiores valores de RAS observado (8,13), época onde a concentração de sais mais acentuados devido a elevada evapotranspiração

A transição quanto à salinidade também pode ser observada no corpo receptor da ETE de Sapé (riacho São Salvador), o risco de sódio ficou em transição entre um baixo (S1) a médio (S2), assim como a salinidade que variou entre uma média (C2) e alta (C3). Nota-se que existe uma mesma percentagem (35%) de elementos classificados em C2-S1 e C3-S2. Os dados pertencentes à época chuva constituem a maior parte de ambas as classificações, onde possivelmente o escoamento superficial contribuindo para um aumento na concentração salina (Figura 5.6.2d).

A análise do conjunto de dados dos corpos receptores de Itaporanga e Sousa mostrou alto risco de salinidade (C3) predominando, como pode ser observado na Figura 6.5.2 (a e b). Quanto ao risco de sódio, em ambos os corpos, mais da metade dos dados (58% e 95%, respectivamente) mostraram com baixo risco (S1). De modo geral, os dados de ambos os corpos se classificaram como C3-S1. Analisando por épocas climáticas, o corpo receptor da ETE de Itaporanga (riacho Cantinho) na época de seca os valores ficaram divididos quanto ao risco de sódio, onde metade dos valores classificaram-se em S1 e a outra metade em S2; já na época chuvosa houve grande variabilidade, com transição entre uma média (C2) e forte (C3) salinidade. No corpo receptor da ETE de Sousa (rio do Peixe), a maior parte dos dados da época de seca apresentou classificação de C3-S1, visto que neste período aumentam-se os níveis de sais.

Alta salinidade (C3) foi também observada nos corpos receptores de C. Grande e Patos, porém diferentemente de Itaporanga e Sousa estes últimos mostraram dados, risco de sódio variando entre baixo (S1) a médio (S2). Para a maioria dos dados observou-se elevados

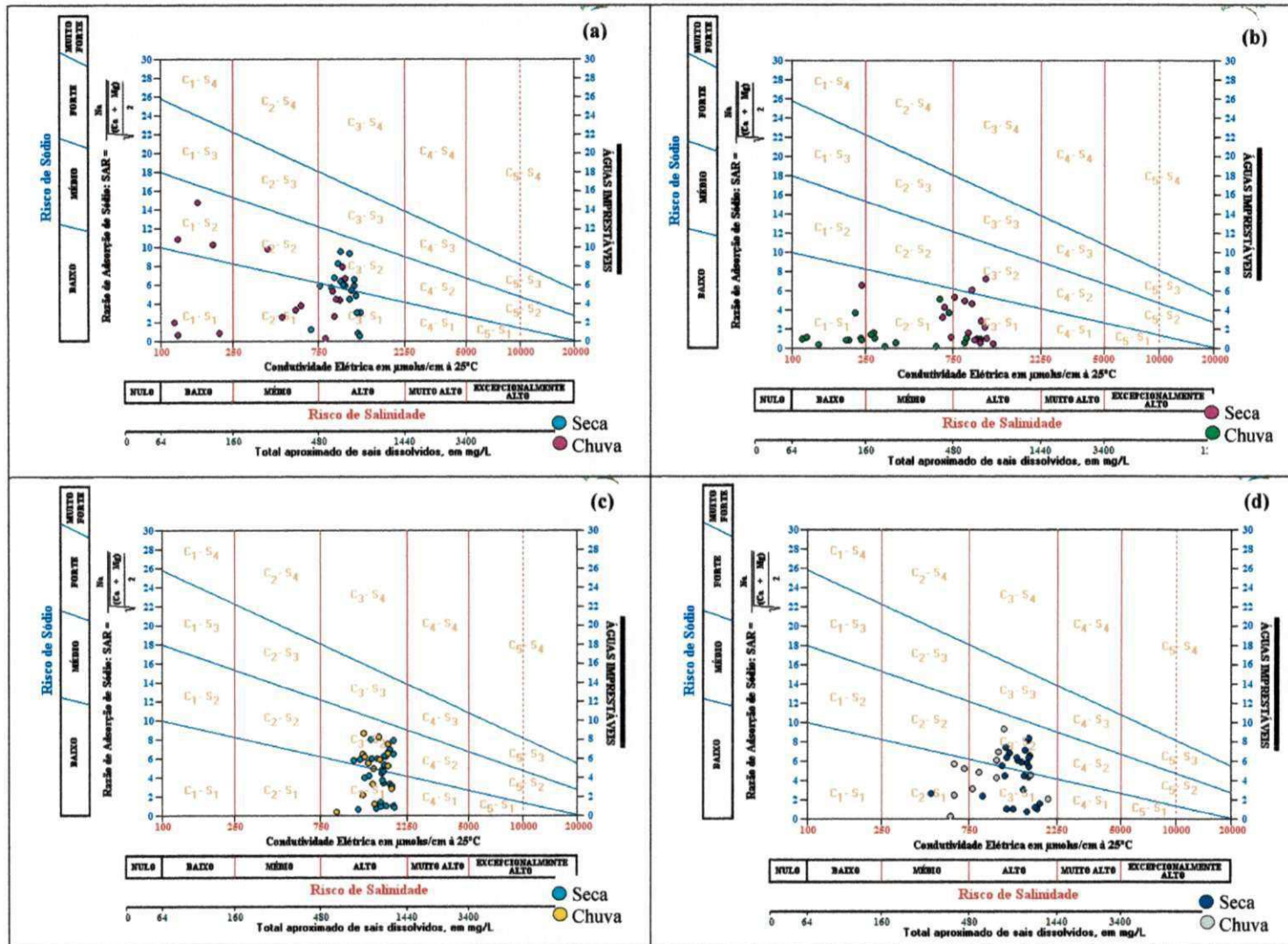


Figura 5.18 – Classificação de Riverside para as águas dos corpos receptores após o lançamento do efluente das ETE's de Itaporanga (a), Sousa (b), C. Grande (c) e Patos (d) durante o período de 2000a 2004.

teores de salinidade. Vale destacar, que em ambos observaram-se os maiores valores de SAR (8,63 e 9,25, respectivamente). A transição quanto ao risco de sódio, enquadrou estes na classificação C3-S2, onde os dados correspondentes ao período de estiagem constituem a maior parte dos valores nesta classificação (Figura 5.17 c e d).

5.4.3 Aplicação das águas receptoras no solo e vegetação

O corpo receptor à ETE de Mangabeira se enquadrou na classificação C1 - S1, podendo ser utilizada para irrigar a maioria das culturas e tipos de solos, com pequeno risco salinização do solo, exceto se a permeabilidade do solo for extremamente fraca.

O corpo receptor dos efluentes da ETE de Cajazeiras se enquadrou na classificação C2 - S1, com baixo risco de sodicidade que mostra a possibilidade de apresentar níveis nocivos de sódio susceptível de troca. Os teores de sais limitam o uso dessa água, que deverão ser usadas com precaução, podendo ser aplicado em solos silto-arenosos, siltosos ou areno-argilosos quando houver uma lixiviação moderada do solo. Os vegetais de fraca tolerância salina poderiam ainda ser cultivados na maioria dos casos.

Os corpos receptores das ETE's de Guarabira e Sapé, que se inseriram nas classificações C2 - S1 e C3 - S1, visto que os dados de ambas encontram-se divididos nestas duas classificações, indicam que essas águas possuem alto risco de salinidade, porém com fraco risco de sodicidade (S1), podem ser utilizadas em quase todos os vegetais e em solos com fraco risco de formação de teores nocivos de sódio susceptível de troca. As águas receptoras das ETE's de Mangabeira, Guarabira, e parcialmente de Sapé apresentaram menores risco de salinidade em relação aos demais corpos.

Quanto aos corpos receptores as ETE's de C.Grande, Patos, Itaporanga e Sousa, pertencentes as classificações C3 - S1 e C3 - S2, que indicam alto risco de salinidade (C3), estes poderiam ser utilizadas em solos bem drenados devendo ser tomadas precauções especiais para evitar a salinização do solo e para irrigar apenas vegetais de alta tolerância salina. Quanto ao sódio, este apresentaria perigo para solos de textura fina e forte capacidade de troca de cátions, podendo ser utilizado nos solos ricos em matéria orgânica ou de textura grosseira, com boa permeabilidade.

5.4.4 Demais parâmetros para restrição

A ausência de ovos de helmintos nas águas dos corpos receptores nos ponto RJ, indicam que essas águas estão adequadas aos padrões microbiológicos recomendados pela

Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) para irrigação irrestrita embora se tornam mais restritivos pelas concentrações de coliformes termotolerantes (CTerm.). Os ovos de helmintos devem ser inferiores a 1 ovo.L^{-1} (WHO, 2006) quando há exposição dos trabalhadores e do público. No caso da categoria C (WHO, 2006) quando não há grupos de risco na irrigação restrita.

O decaimento de coliformes em lagoas de estabilização é função quase que exclusivamente do TDH, sendo, porém, intensificado por elevados níveis de pH e oxigênio dissolvido e luz solar (FONSECA, 2009). A Figura 5.14(b) mostra que em todas os corpos de água monitorados, a concentração média de CTerm., no ponto RJ, foi superior a $1,0\text{E}+03$ UFC/100mL, citado pela OMS (WHO, 2006), como limitante da irrigação irrestrita, sendo portanto inadequado para este uso. Destaca-se, em particular o corpo receptor de Cajazeiras que apresentou concentração de $5,0\text{E}+02$ UFC/100mL, estando portanto adequada para a uso nos cultivos agrícolas da categoria “A”, correspondente ao uso na irrigação irrestrita.

Devido sua praticidade de baixo custo de construção, fácil operação e manutenção, e as condições climáticas extremamente favoráveis as companhias de saneamento brasileiras privilegiaram a adoção dos sistemas de lagoas de estabilização (SLE) para o tratamento de esgotos municipais durante vários anos, em especial as regiões com elevada insolação e onde há disponibilidade de terrenos a baixo preço, como o nordeste brasileiro. O comportamento, dos sistemas de lagoas de estabilização das oito ETE's monitoradas na Paraíba, foi avaliado do ponto de vista operacional e através do monitoramento sistemático (mensal) de variáveis físicas, químicas e microbiológicas que foram fundamentais para análise do desempenho de cada um dos sistemas.

Os sistemas receberam distintas concentrações afluentes, por atenderem diferentes populações e apresentarem esgotos brutos com vazões diferenciadas. Nas lagoas facultativas (LF) a presença maciça de algas influenciou a qualidade do efluente final, em particular, nas variáveis que quantificam o material orgânico (DBO, DQO e SST). Os resultados mostraram que a elevada biomassa fitoplanctônica interferiu na eficiência desses sistemas e as ETE's descarregaram nos corpos receptores altos valores de material orgânico. De modo geral, a remoção de $DBO_{5,20}$ e sólidos suspensos, independente da configuração adotada na ETE, teve eficiências que atenderam os requisitos de configuração. Nas ETE's com configuração lagoas anaeróbias seguidas de facultativas (Ana+LF), o tempo de detenção hidráulico (TDH), que é uma característica operacional favorável à sedimentação de material orgânico, não apresentou reflexos diretos no desempenho de redução DBO, porém o TDH foi satisfatório para promover a completa remoção de ovos de helmintos nos sistemas.

Os sistemas de lagoas analisados também proporcionaram remoções significativas de coliformes termotolerantes (CTerm.), contudo, não removeram satisfatoriamente os nutrientes eutrofizantes (na forma de nitrogênio e fósforo total), cujas configurações não haviam sido originalmente projetadas especificamente para tal função e atualmente não dispõem ainda de tratamento terciário específico para remoção de nutrientes. Esses efluentes, em conseqüência, contribuem com a eutrofização dos corpos d'água receptores ao serem lançados, sendo um problema para a ETE satisfazer às exigências do CONAMA 357/05 para lançamento de efluentes.

Lançamentos de efluentes ricos em nutrientes em corpos receptores adjacentes as ETE's, eutrofizam mananciais destinados ao fornecimento de água para ser potabilizada e destinada ao consumo humano. Ao atingir as captações das estações de tratamento de água (ETA's), essas exigem tratamentos avançados, cada vez mais caros e complexos. Águas eutrofizadas devido a presença de esgotos domésticos apresentam microrganismos patogênicos (vírus, bactérias e helmintos) além de desenvolver crescimento exuberantes de cianobactérias com potencial tóxico que geram um problema sério de saúde pública, com efeitos sobre os indivíduos que se abastecem dessas águas. Porém, as altas concentrações de nutrientes das águas residuárias parcialmente tratadas descarregadas nos corpos receptores podem significar uma vantagem substancial para o reúso, especialmente na irrigação de culturas e na piscicultura, pois nutrientes são insumos necessários para o cultivo de plantas e criação de animais aquáticos (MOTA e von SPERLING, 2009). Com a finalidade de desenvolver ações visando à sustentabilidade ambiental a gestão que envolve o tratamento dos esgotos e o reúso das águas efluentes na irrigação e/ou produção de outros alimentos é a mais adequada a ser adotada nas regiões semiáridas, prática já em uso em diversos países com destaque para México e Israel.

A alternativa para as ETE's paraibanas é destinar seus efluentes para o reúso e a ampliação e modernização da ETE com intervenções físicas e grandes investimentos econômicos. Para o nordeste brasileiro, a substituição de parte da água boa alocada na irrigação por águas residuárias tratadas, representaria solução também para maior disponibilidade de água e uma solução parcial para os problemas de poluição ambiental. Esses recursos hídricos alternativos usados na agricultura contribuiriam muito com a divulgação do reúso na agricultura familiar, na produção de alimentos e geração de renda. Vale destacar que, os corpos receptores monitorados apresentaram águas com condições propícias, quanto à

sodicidade e salinidade, para serem utilizadas na irrigação de culturas menos exigentes em relação à qualidade sanitária das águas possibilitando a redução ou até mesmo a eliminação do uso de fertilizantes químicos.

Vale destacar também que, o COPAM/Paraíba (órgão estadual), que dispõe sobre os padrões de lançamento e regula o reúso, possui a Norma Técnica COPAM nº301/88, que vigora desde 1988, visto que a instância federal representada pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) já elaborou duas resoluções ao respeito (nº 357/05 e nº 397/08) em 2005 e 2008. O monitoramento da qualidade das águas superficiais é um dos mais importantes instrumentos da gestão ambiental. Torna-se aparente nos dias de hoje a necessidade de reavaliação dos padrões exigidos sobre a qualidade dos corpos d'água e há exigência de novos padrões a serem definidos pelo COPAM/Paraíba, visando melhor vigilância e maiores exigências das qualidades das descargas poluidoras, assim como o cumprimento das leis.

Segundo a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA/Paraíba), os corpos receptores monitorados estão enquadrados como classe 3 e de acordo com a classificação do CONAMA 357/05. Em corpos receptores específicos, observou-se que as variáveis indicadoras de material orgânico, nutrientes, e os microrganismos indicadores de contaminação fecal, apresentaram valores que excederam a classe 3 tanto nos pontos a montante como a jusante ao lançamento dos efluentes. Pior ainda, em alguns ambientes, o lançamento dos efluentes das ETE's melhorou a qualidade da água do corpo receptor. Através do monitoramento dos corpos de água foi possível diagnosticar que os mesmos já se encontravam com alto grau de poluição a montante da ETE, isso implica dizer que as ETE's não foram as únicas a exercerem influência negativas sobre a qualidade das águas receptoras. Vale ressaltar que, mesmo com a instalação de um ETE no município, este não poderá resolver ou minimizar a questão de poluição das águas de um manancial se não houver um controle geral sobre as demais fontes de poluição na bacia, tais como drenagem urbana, coleta e destinação final adequada de resíduos sólidos e líquidos entre outros.

Em regiões semiáridas, como o estado da Paraíba, a água de mananciais contaminados, às vezes, é a única fonte disponível para o desenvolvimento de atividades agrícolas, e dependendo do uso da água e do nível de contaminação a população em geral fica exposta a riscos de doenças e intoxicações, que podem causar enfermidades agudas ou crônicas, e até mortes com custos ainda maiores para o setor de saúde pública. No Brasil, a

prática do uso de esgotos é de certa forma difundida, porém constitui-se em um procedimento não institucionalizado, em que este vem se desenvolvendo sem nenhuma forma de planejamento ou controle. Na maioria das vezes é totalmente inconsciente por parte do usuário, que utiliza águas altamente poluídas de córregos e rios adjacentes para irrigação de hortaliças e outros vegetais, ignorando que esteja exercendo uma prática danosa à saúde pública.

Embora a evolução dos serviços de saneamento básico no Brasil tenha passado por melhorias na cobertura com água potável, os serviços de esgotamentos sanitários continuam deficientes. Nos últimos três anos (2007-2010) o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC/Saneamento), vem investindo em obras para ampliação do setor de saneamento, porém poucas obras foram concluídas até o momento. Nas ETE's monitoradas, até o final ano de 2009 não haviam sido realizadas ampliações ou reformas nas estações que visassem à melhoria na eficiência e na qualidade do efluente gerado.

Uma vez detectados e caracterizados os problemas operacionais e os impactos ambientais, é necessário que se adote um conjunto de medidas capazes de minimizar tais impactos. Para maximizar a qualidade do efluente e obtenção melhores eficiências de remoção de nutrientes e CTerm., a ampliação dos sistemas de tratamentos por meio da inclusão de lagoas de maturação, seria uma alternativa a ser analisada, visto que este tipo de lagoa dispõe de condições adequadas para a obtenção de significativas remoções destas duas variáveis. Hoje existem em funcionamento em escala real sistemas combinados compostos por reatores anaeróbios (UASB's) com lagoas para polimento do efluente anexadas a "wetlands", onde se completa o ciclo de produção de efluentes e reúso da água. O tratamento adequado de esgoto, seja para a obtenção de efluentes propícios ao lançamento do corpo receptor, seja para sua utilização no reúso, requer melhor empenho e organização por parte dos gestores públicos, medidas simples como controle de vazão, podem complementar o monitoramento e auxiliar na elaboração de estimativas para melhor entendimento sobre o comportamento dos sistemas.

Há também que destacar que muitas localidades adotaram tecnologias de tratamento de esgoto que demandam operação complexa e/ou altos custos de execução, resultando, muitas vezes, na desativação do sistema. Quando possível estes sistemas são adaptados as condições reais da localidade que podem operar, nem sempre, com desempenhos satisfatórios. Dentre as ETE's monitoradas, os sistemas de Campina Grande e Patos possuíam sistemas

inicialmente projetados para operarem com aeração, porém estes foram desativados. A ETE de Patos apresentou o menor desempenho operacional quando comparado aos demais. Deve salientar que, mesmo com a adoção de novas tecnologias, que visem ampliar a cobertura da rede de esgotamento e a obtenção de melhores desempenhos, ainda é necessário manter o controle operacional sob as lagoas já existentes nos sistemas de tratamento de esgotos, seja por lagoas de estabilização ou qualquer outro tipo de tratamento, tem como prioridade a minimização do impacto que estes causam nos corpos d'água receptores.

Eficiência das ETE's

- A presença de aguapés na ETE de Itaporanga promoveu excelentes eficiências em todo o período de monitoramento para as variáveis de DBO (89%), DQO (75%) e SST (89%).
- Nas ETE's que dispõe da configuração lagoas anaeróbias seguidas de facultativas, o tempo de detenção hidráulica não apresentou reflexos diretos na redução DBO.
- A eficiência de nutrientes para as formas de nitrogênio amoniacal e PT foram muito baixas, não ultrapassando 60% (exceção para Sapé, Sousa e Cajazeiras) e 30% de eficiência, respectivamente.
- Para a maioria das ETE's as menores eficiências de DBO e DQO ocorreram no período chuvoso, fato associado ao aumento no volume de água na lagoa, em função da precipitação, e conseqüentemente a redução do TDH, a soberania de algas no período chuvoso também contribuiu para obtenção de menores eficiências neste período climático.
- As condições climáticas influenciaram na sobremaneira da concentração de biomassa algal, que em sua maioria, mostraram maiores concentrações durante a época chuvosa (ETE de Mangabeira, Sapé, Guarabira, Itaporanga e Cajazeiras), quando ocorre uma redução das horas de insolação, devido à cobertura de nuvens, propiciando redução luminosidade junto à superfície da lagoa.
- A excessiva proliferação de algas nas lagoas facultativas influenciou diretamente sobre as outras variáveis que quantificam o material orgânico (DBO, DQO e SST).
- No EF as maiores concentrações de material orgânico, expressadas como DBO, DQO e SST, ocorreram, predominantemente, no período de seca, indicando a influência da

precipitação através da diluição na massa líquida;

- As ETE's operaram com desempenhos compatíveis com o esperado para sua configuração de tratamento secundário.

Qualidade do EF e das águas receptoras

- A temperatura ambiente, que, na região nordeste, é maior no período seco, levando a um aumento na temperatura da água, porém não foi observado neste estudo associação entre este e a diminuição de OD.
- Os EF's das ETE's mostraram qualidades compatíveis com a respectiva configuração de lagoa de estabilização, quanto ao material orgânico e indicação fecal.
- A qualidade do efluente, no que se refere às concentrações de nutrientes, não foi compatível com os padrões para lançamento, de acordo com a resolução CONAMA 357/05 (nitrogênio amoniacal) e COPAM 301/88 (PT) em corpos receptores.
- A qualidade da água de todos os corpos receptores de encontram-se com sua capacidade de assimilação da carga orgânica muito comprometida, seja pela contribuição de fontes difusas, cobertura parcial da rede coletora de esgotos na área urbana, seja pelas áreas agrícolas em locais inapropriados.

Impacto do EF

- Com a disposição do EF elevou-se o grau de poluição hídrica, mas para algumas variáveis houve uma diluição, contribuindo para a diminuição da sua concentração no corpo aquático, porém, estes não apresentaram diminuição no grau de deteriorização da qualidade.

Qualidade para o uso na irrigação

- As variáveis físico-químicas, apesar de não serem parâmetros restritivos, as águas receptoras das ETE's mostraram-se, adequadas para o reúso irrestrito.
- Os corpos receptores monitorados apresentaram águas com condições propícias para serem utilizadas na irrigação, quanto à sodicidade e salinidade.
- As ETE's removeram eficientemente ovos de helmintos, o que de acordo com a OMS (WHO, 2006), permitiria a irrigação de cultivos agrícolas da categoria "A", mas a elevada concentração de CTerm. impede o reúso nesta categoria, exceção apenas para o corpo receptor da ETE de Cajazeiras.

ABELIOVICH, A.; AZOV, Y. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. **Applied and Environmental Microbiology**. v.31, n.6, p. 801-806. 1976.

ALAGOAS. Decreto nº 6200, de 01 de março de 1985. Estabelece medidas de proteção ambiental na área de implantação do Pólo Cloroquímico de Alagoas e dá outras providências. **Alagoas**, Maceió, 01 março de 1985.

ALMEIDA, E.F; MULDER A.F. Enhancing Brazil's regulatory framework for network industries: the case of electricity, oil and gas, and water and sanitation. **OECD Economics Department**. ECO/WKP. n. 425, p.12-23, abr. 2005.

ALMEIDA, O.A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th edition. Washington: APHA, 1995. 1203p.

ATHAYDE Jr.; G.B.; SILVA, J.B.P.S; LEITE, V.D. Tratamento de águas residuárias domésticas para reuso na agricultura: alternativa para o nordeste do Brasil. **Revista Roteiro**. Campina Grande - PB, v. 8, n.8, p.67-73, 2003.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Trad. H. R. Ghery, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1991. 218 p. (Tradução de: Water Quality for Agriculture).

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Trad. H. R. Ghery e J. F. de Medeiros, UFPB. Campina Grande – PB, 1999. (Trad. Water Quality for Agriculture).

BARROS, Mario Thadeu Leme de. **Drenagem urbana: bases conceituais e planejamento**. In: PHILLIPI Jr., A., Saneamento, saúde e ambiente. Barueri, SP: Manole, 2005. p. 221-266.

BARROSO, M.L.A. **Contribuição do estudo das interações entre o fitoplâncton e espécies orgânicas solúveis em lagoas de estabilização tratado águas residuárias domésticas**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 2001.

- BARROSO, M.L.A.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A. Relações entre concentrações de polissacarídeos em termos de glicose e biomassa de algas numa lagoa facultativa primária tratando águas residuárias domésticas. In. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Desafios Ambientais da Globalização. **Anais...** Vitória: ABES, 2002, p.1-5.
- BERTOLLI FILHO, C. **História da saúde pública no Brasil**. 4.ed. São Paulo: Ática. 2004. 70p.
- BRANDÃO, A.B. **Morar e viver**. Brasília. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Brasília, 1982. p. 241.
- BRASIL. Programa de aceleração do crescimento 2007-2010. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/pac/investimentos/por-acoessocial-urbana/fontes-de-recursos-para-saneamento-basico-2007-2010/view>>. Acessado em: 19 de agosto de 2010.
- CAGEPA– Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. **Informações nos aspectos físicos e operacionais de diversas ETE's do estado da Paraíba**. 2010. Comunicação Pessoal.
- CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.
- CEARÁ. Portaria SEMACE/CE nº 097 de 03 de abril de 1996. Estabelece condições para lançamento dos efluentes líquidos gerados em qualquer fonte poluidora. Ceará, Fortaleza, 30 de abril de 1996.
- CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; LOMANS, B.; ATHAYDE, A.B.; PEARSON, H.W. Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation. **Water Science & Technology**.v. 31, n. 12, p.267-273, 1995.
- CEBALLOS, B.S.O.; NÓBREGA, C.C.; ARAÚJO, A.M. **Indicadores biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no nordeste do Brasil**. ABES, Natal –RN, v. 2, Tomo III, 1993a.
- CEBALLOS, B.S.O. ; SOUSA, A. A. P.; KÖNIG, A. Avaliação de três métodos simples na eliminação de bactérias fecais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 17, 1993, Rio de Janeiro-RJ. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1993b, p. 395-411.
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 de fevereiro de 1986.
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria do Meio Ambiente, Brasília - DF, 2005.
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 397 de 03 de abril de 2008**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria do Meio Ambiente, Brasília - DF, 2008.
- CORCORAN, E., NELLEMAN, C.; BAKER, E.; BOS, R.; OSBORN, D.; SAVELLI, H. **Sick Water?: the central role of wastewater management in sustainable development**. UM HABITAT, GRID - Arendal, 2010.
- CROOK, J. Critérios de qualidade da água de reúso. **Revista DAE**, v.174, p.8-10, 1993.
- ESTEVEES, F.A. **Fundamentos da limnologia**. Rio de Janeiro: Interferência/FINEP,1988. 574p.

FARIAS, M.S.E.S. **Monitoramento da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do rio Cabelo**. 2006. f. 152. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 2006.

FLORENTINO, E. R. **Caracterização dos esgotos domésticos e efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé-PB**. 1993. f.132. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1993.

FONSECA, A.F.; HERPIN, U.; PAULA, A.M; VITÓRIA, R.L.; MELFI, A.J. **Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil**. *Sci. Agric.* Piracicaba - Brasil, v.64, n.2, p.194-209, mar - apr, 2007.

FREITAS, L.A. de. **Avaliação das concentrações de nutrientes (N e P) no Módulo II da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira na grande João Pessoa-PB**. 2006. f. 112. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2006.

FREITAS, M. de; RANGEL, D.; DUTRA, L. **Gestão de recursos hídricos no Brasil: a experiência da Agência Nacional de Águas**. In: *Gobierno de Chile; Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Agua, Vida y Desarrollo. Anais...* Santiago de Chile, out., 2001. p.1-10,

GEP - **Atlas Geográfico do Estado da Paraíba**. Governo do Estado da Paraíba, SEPLAN/IDEME, João Pessoa, 2003.

GIATTI, L.L. **Reflexões sobre Água de Abastecimento e Saúde Pública: um estudo de caso na Amazônia Brasileira**. *Saúde e Sociedade*, São Paulo - SP, v.16, n.1, p.134-144, jan-abr, 2007.

GOHRINGER, S.S. **Uso urbano não potável de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitário, estudo de caso: município de Campo Largo - PR**. 2006. f. 238. Dissertação (Mestrado em Gestão Urbana) - Universidade Católica do Paraná, Curitiba - PR, 2006.

HELLER, L. **Saneamento e Saúde**. Brasília: OPAS/OMS, 2000. 98p.

HOEPPNER, A.F.S. **Comportamento de variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical (Vale do Ribeira de Iguape, SP)**. 2007, f.286. Dissertação (Mestre em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 2007.

HOLD, M.S. **Sources of chemical contaminants and routes into the freshwater environment**. *Food and Chemical Toxicology*. v.38, abr, 2000, p.21-27.

HOUNG, H. J. S. & GLOYNA, E. F. **Phosphorus models for waste stabilization ponds**. 1984. *Journal of the environmental engineering*. v.110, n.3, p. 550-561.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2000**. 2000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/cisponenso2000/universo.php?tipo=31o/tabela13_1.shtm&paginaatual=1&uf=25&letra=C>. Acessado em: 19 de fevereiro de 2010a.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Primeiros resultados do censo 2010**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>>. Acessado em: 28 de dezembro de 2010b.

JONES, G.J. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water.** Amble side: Freshwater Biological Association – Scientific Publication, v. 39. 1979.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4.ed. Rio de Janeiro, 2005. 932p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244p.

KONIG, A.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology.** v. 19, n. 12, p.115-122, 1987.

KONIG A., **Biología de las lagunas de estabilización: algas.** In: MENDONÇA, S. R., *Sistemas de Lagunas de Estabilización.* Colombia, 2000.

GOMES, Laurentino. 1808: Como uma rainha louca, um príncipe medrosa e uma corte corrupta enganaram Napoleão e mudaram a história de Portugal e do Brasil. Planeta Brasil, 2007. 408p.

MAGALHÃES, N. F. NUNES, A.B.A; CEBALLOS, B.S.O; KONIG, A. Principais impactos nas margens do baixo Rio Bodocongó – PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgotos. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2001, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 1-10.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. **Reúso de água.** São Paulo: Manole, 2003.

MARA, D.D. Prosed design for oxidation ponds in hot climates. **Journal of the Environmental Engineering Division.** 1975.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. **Waste stabilization ponds: design manual for Mediterranean Europe.** World Health Organization (WHO): Copenhagen, 1987. 53 p.

MARICATO, E. **Brasil cidades: alternativas para a crise urbana.** Petrópolis, RJ: Vozes, 2001.

MATSUMOTO, T.; RODRIGUES, D.A.M. Avaliação do IQA do córrego Anhanduí em Campo Grande-MS influenciado pelo lançamento de efluente de ETE anaeróbio. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2007, Belo Horizonte - MG. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 02 a 07 de set, 2007.

MAYER, M.G.R. **Aspectos sanitários e físicos-químicos da autodepuração do rio Bodocongó (Paraíba).** 1998. f.106. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 1998.

MAYER, M.G.R.; CEBALLOS, B.S.O.; LUCENA, J.H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E. N. Variação espaço - temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB - Brasil). In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental, 26, 1998, **Anais...** Lima - Perú: AIDIS, 01 a 05 de nov. 1998.

MEDEIROS, G.M.G. **Condições de reúso dos efluentes finais das ETE's do Estado da Paraíba.** 2007. f. 115. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2007.

- MELO, M.L., 1978. **Metropolização e subdesenvolvimento: o caso do Recife**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.
- METCALF, T.G; EDDY, F.L. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse**. 5. ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 2003.133p.
- MOTA F.S.B; von SPERLING, M. **Nutrientes de esgotos sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.
- MUMFORD, L. **A cidade na história: suas origens, transformações e perspectivas**. São Paulo: Martins Fontes, 1998.
- NASCIMENTO, L.V., von SPERLING, M. Comparação entre padrões de qualidade das águas e critérios para proteção da vida aquática e da saúde humana e animal. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26, 1998, **Anais...** Lima - Perú: AIDIS, 01 a 05 nov. 1998.
- NATAL, D.; MENEZES, R.M.T. de; MUCCI, J.L.N. **Fundamentos de ecologia humana**. In: PHILLIPI Jr., A., Saneamento, saúde e ambiente. Barueri, SP: Manole, 2005. p. 57-86.
- OLIVEIRA, F.F; GONÇALVES, R.F. Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, 20, 1999, **Anais...**Curitiba: ABES, set, 1999.
- OLIVEIRA, M.S.R. **Avaliação da comunidade fitoplantônica da lagoa facultativa módulo III da estação de tratamento de Mangabeira (João Pessoa-PB)**. 2010. f. 125. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade São Carlos, São Paulo, 2010.
- OLIVEIRA, R. **The performance of deeo wast stabilization ponds in northeast Brazil**. 1990. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U. K.
- OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2002. f. 93. Dissertação (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2006.
- OLIVEIRA, S.M.A.C; von SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias: parte 1 – análise de desempenho. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, v.10, n.4, p. 347-357, out. - dez. 2005.
- OMS/UNICEF - WHO/UNICEF **Joint Statement Global plan for reducing measles mortality 2006-2010**. Department of Immunization, Vaccines and Biologicals. 2010. Disponível em: <http://www.who.int/vaccines-documents/DocsPDF06/WHO_IVB_05_11.pdf>. Acessado em 12 de junho de 2010.
- PAGANINI, W.S. **Reúso da água na agricultura**. In: Reúso de água. Mancuso, P. C. S.; Santos, H. F. dos; Philippi Jr, A. (coord.). Barueri: Manole, 2003. 62p.
- PARAÍBA. Norma Técnica COPAM nº 301 de 1988. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. **Paraíba**, João Pessoa, 1988.
- PHILIPPI Jr., A. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, 2005. 842p. (Coleção Ambiental).

- PHILIPPI Jr., A.; SALLES, C.P.; SILVEIRA, V.F. **Saneamento do meio em emergências ambientais**. In: PHILLIPI Jr., A., Saneamento, saúde e ambiente. Barueri, SP: Manole, 2005. p. 537-586.
- POMPEU, C.T. **Direito de águas no Brasil**. Brasília, DF: ANA, UnB, SRH/MMA e CT-HIDRO, 2002. 149p.
- PRZYBYSZ, L.C.B. **A gestão de recursos hídricos sob a ótica do usuário de saneamento: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu**. 2007. f. 273. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba- PR, 2007.
- RDH – **Relatório de desenvolvimento Humano**. 2010. Disponível em: <http://hdr.undp.org/en/media/HDR06-complete.pdf>. Acessado em 18 de outubro de 2010.
- REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Rev.Eng. Sanitária Ambiental**. v.14, n.3, p. 353-362, jul-set, 2009.
- RIBEIRO, P. C. **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**. 2007.f. 91. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2007.
- RICHARDS, L.A. (Ed.) **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, DC: US Department of Agriculture, 1954. (USDA Agriculture Handbook, 60).
- RODRIGUES, D.A.M. **Interferências do lançamento de efluente da ETE Salgado Filho na qualidade de água do córrego Anhanduí na cidade de Campo Grande (MS)**. 2006. f. 100. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP, Ilha Solteira-SP. 2006.
- SALLES, S.C.M. **Reavaliação ecotoxicológica da qualidade da água e do sedimento do reservatório da Pampulha (MG) e seus principais tributários**. 2009. f. 103. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.
- SAMPAIO, B.; SAMPAIO, Y. Influências políticas na eficiência de empresas de saneamento brasileiras. **Economia aplicada**, São Paulo, v.11, n.3, p. 369-386, jul-set, 2007.
- SANEPAR. **A poluição**. 2006. Disponível em: <www.sanepar.com.br>. Acessado em 21 de setembro de 2010.
- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering**. 4. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1994.
- SHILTON, A.; HARRISON, J. **Guidelines for the hydraulic design of waste stabilization ponds Palmerston**. New Zealand: Massey University, 2002. 335p.
- SHUVAL, H.I. **Health guidelines and standards for wastewater reuse in agriculture: an historical perspective**. In.: FAO/WHO Consultation on Legal Issues in Water Supply and Wastewater Management, Geneva, 1990.
- SILVA, M.M.P. da; SOUSA, J.T. de; CEBALLOS, B.S.O.; SILVA, W.BF.; LEITE, V.D. **Tratamento aeróbio conjugado de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos**

domiciliares. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Universidade de Taubaté - Brasil, v. 4, n. 3, p. 123-143, 2009.

SILVA, S.A. e MARA, D.D. **Tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SILVA, S.A. **On the treatment of domestic sewage in wast stabilization ponds in northeast Brazil**. 1982. Ph.D. Thesis, University of Dundee, U. K., 1982.

SILVA, V.P.R. da; PEREIRA, E. R. R.; AZEVEDO, P.V.; SOUSA, F.A.S.; SOUSA, I.F. Análise da pluviometria e dias chuvosos na região nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande-PB: UAEA/UFCG. v.15, n.2, p.131-138, 2011.

SOUSA, A.A. P. de. **Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real**. 1994. f. 116. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 1994.

TAVARES, J.L.; CEBALLOS, B.S.O; KONIG, A. Estudo do avanço da eutrofização através de análise de agrupamento dos compartimentos horizontais em uma represa nordestina de recente formação. In.: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, 22, 2003, **Anais...** Joinville - Santa Catarina: ABES, 14 a 19 de set, 2003.

TRATA BRASIL. **Um ano de acompanhamento das obras do PAC Saneamento**. Coordenação Marcelo Cortês Neri. Rio de Janeiro: UGV/IBRE, 2010.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH. 2005.1001p.

UACA - Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas. **Dados climatológicos**. Comunicação Pessoal. 2010.

UN - United Nations. **United Nations mechanism for inter-agency coordination on water resources**. 2010. Disponível em: <<http://www.unwater.org/statistics.html>>. Acessado em: 09 de julho de 2010.

UNDESA. 2009. United Nations Department of Economic and Social Affairs. **Millennium development goals report 2009**. New York. Disponível em: <<http://www.un.org/esa/sustdev/sdissues/sanitation/sanitation.htm>>. Acessado em: 09 de julho de 2010.

UNWATER. **Tackling a global crisis: International Year of Sanitation 2008**. 2008. Disponível em: <http://www.wsscc.org/fileadmin/files/pdf/publication/IYS_2008_-_tackling_a_global_crisis.pdf>. Acessado em: 09 de julho de 2010.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande-PB: Epgraf, 1999. 488p.

VARALLO, C.T; CARVALHO, L.; SANTORO, B.L.; SOUZA, C.F. Alterações nos atributos de um Latossolo vermelho-amarelo irrigado com água de reuso. **Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande-PB: UAEA/UFCG. v.14, n.4, p.372-377, 2010.

VILLIERS, M. **Água**: como o uso deste precioso recurso natural poderá acarretar a mais séria crise do século XXI. Rio de Janeiro: Ediouro, 2002.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Wat. Res.** v. 33, n. 6, p. 1435-1448, 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 243p.

WEBER, C.C.; CYBIS, L.F.; BEAL, L.L. Reúso da água como ferramenta de revitalização de uma estação de tratamento de efluentes. **Eng Sanitária e Ambiental.** v.15, n.2, abr - jun, p. 119-128, 2010.

WHO - World Health Organization. **Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture.** Technical Report series nº 778. Geneva, World Health Organization, 1989.

WHO - World Health Organization. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.** Geneva, World Health Organization, 2006.

YANEZ, F. **Lagunas de estabilizacion**: teoria, diseño y mantenimiento. Lima-Perú: ETAPA, 1993. 421 p.