

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

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

RAFAELA ELAINE DA COSTA LIMA ARAÚJO

ESTUDO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BAIROS POPULARES (GLÓRIA I, GLÓRIA II, JARDIM AMÉRICA E BELO MONTE) DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.

Campina Grande
Data: DEZEMBRO 2007

RAFAELA ELAINE DA COSTA LIMA ARAÚJO

ESTUDO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BAIROS POPULARES (GLÓRIA I, GLÓRIA II, JARDIM AMÉRICA E BELO MONTE) DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.

2007

RAFAELA ELAINE DA COSTA LIMA ARAÚJO

ESTUDO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BAIROS POPULARES (GLÓRIA I, GLÓRIA II, JARDIM AMÉRICA E BELO MONTE) DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos
Sub- área: Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadores: Prof. Dr. Rui de Oliveira
Prof.^a. Dra. Mônica de Amorim Coura

Campina Grande – Paraíba
Dezembro/ 2007



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

A663e

2007 Araújo, Rafaela Elaine da Costa Lima.

Estudo do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias de bairros populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da Cidade de Campina Grande, Paraíba / Rafaela Elaine da Costa Lima Araújo. — Campina Grande, 2007.

95f. : il

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

Referências.

Orientadores: Mônica de Amorim Coura, Rui de Oliveira

1. Lagoas de estabilização. 2. Lagoas em série. 3. Ovos de helmintos. 4. Esgoto sanitário periurbano. I. Título.

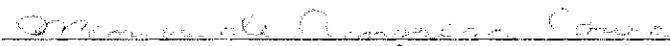
CDU 658.357(043)

RAFAELA ELAINE DA COSTA LIMA ARAÚJO

ESTUDO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BAIROS POPULARES (GLÓRIA I, GLÓRIA II, JARDIM AMÉRICA E BELO MONTE) DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.

Dissertação aprovada em ____ / ____ / ____

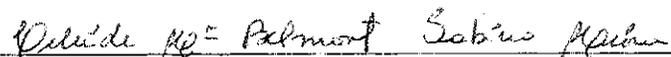
COMISSÃO EXAMINADORA



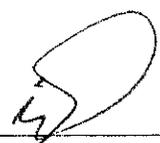
Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura
(Orientadora)
UFCG



Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Orientador)
UEPB/UFCG



Prof. Dra. Celeide Maria Belmont Sabino Meira
(Examinador Interno)
UEPB/UFCG



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
(Examinador Externo)
UEPB

Campina Grande – Paraíba
Dezembro/2007

*Aos meus pais ,
Reginaldo e Lucineide, pelo apoio e
incentivo durante a elaboração deste
trabalho.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, pois sem a presença dele em minha fé não teria chegado aonde me encontro;

Aos meus pais, Reginaldo Araújo da Silva e Maria Lucineide da C. L. Araújo, pelo amor, companheirismo, incentivo e lealdade dispensados em todos os momentos da minha vida;

Ao meu esposo, Diogo Bezerra da Silva, pela árdua espera e compreensão quando da minha ausência em um momento muito especial de nossas vidas;

As minhas lindas e amadas irmãs, Bárbara Elisa e Camila Elilian, por todo companheirismo indispensável ao longo da minha vida;

Aos professores, Dr. Rui de Oliveira e Dra. Mônica de Amorim Coura, pela confiança, dedicação e paciência dispensada durante a orientação deste trabalho, e principalmente, pela oportunidade de tê-los como exemplo de sabedoria na arte de ensinar;

À companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), meu agradecimento ao espaço cedido a realização da pesquisa de campo, em especial, a pessoa de Simão Araújo, solidário desde os primeiros momentos deste trabalho;

Ao funcionário da CAGEPA, Domingos, pelo apoio imprescindível, total dedicação e paciência, durante todo o período da pesquisa de campo, principalmente, nos momentos mais árduos;

Aos professores, Dra. Paula Francinetti F. Cavalcanti e Dr. Adrianus van Haandel, pelo espaço no laboratório do PROSAB, disponibilizado a realização das análises;

As colegas do Laboratório do PROSAB, Nélia, Silvânia, Yanna e Andreza pelo apoio prestado durante a realização das análises;

Aos meus colegas de estudo, Jamilo e Fernando, pelo companheirismo durante o Curso de Mestrado;

Aos professores da área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA) da Universidade Federal de Campina Grande, pelos ensinamentos que me foram prestados durante o Curso de Mestrado;

Ao CNPq, pelo apoio financeiro dispensado;

Enfim, agradeço a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a elaboração deste trabalho. Meu sincero e eterno agradecimento.

RESUMO

Neste trabalho é feito a avaliação do desempenho operacional de uma estação de tratamento de esgoto, recém-construída, para tratar as águas residuárias produzidas por bairros populares da Zona Leste da Cidade de Campina Grande (7°13'11" Sul, 35°52'31" Oeste), interior do Estado da Paraíba. Os bairros são Belo Monte e Jardim América que não são atendidos pela rede coletora geral da cidade e dois conjuntos habitacionais (Glória I e Glória II) que abrigam moradores transferidos de uma extinta favela. A ETE é composta de tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia), calha parshall e duas lagoas, sendo uma anaeróbia e uma facultativa secundária. A monitoração do esgoto bruto (EB) e dos efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) estendeu-se por um período de cinco meses (março a agosto de 2007) tendo sido analisadas as variáveis pH, temperatura, DBO₅, DQO, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, o indicador de contaminação fecal coliformes termotolerantes e ovos de helmintos. Também foram realizados um estudo da variabilidade da vazão afluente à ETE e perfis diurnos para caracterizar as variáveis do efluente da lagoa facultativa. Os resultados obtidos com a monitoração da vazão afluente à ETE possibilitaram a estimativa do tempo de detenção real do sistema que foi de 17,4 dias para uma vazão média diária de 6,85 l/s. A carga orgânica volumétrica da lagoa anaeróbia de 75,26 gDBO₅/m³.dia e a carga orgânica superficial da lagoa facultativa de 200,68 kgDBO₅/ha.dia foram determinadas a partir dos resultados da monitoração da vazão e das variáveis DBO₅ média de 454 mg/L afluente à lagoa anaeróbia e 114 mg/L afluente à lagoa facultativa. Com a monitoração da ETE foi possível observar que o desempenho operacional do sistema é compatível com os de outros sistemas de configuração semelhante, entretanto, o efluente final não apresenta uma boa qualidade sanitária. Apesar do sistema ter demonstrado um bom desempenho, com o passar do tempo esse comportamento tenderá a diminuir, pois as unidades de tratamento estão funcionando no limite de suas condições operacionais. Na medida em que novas contribuições forem acrescidas à vazão afluente as condições de operação da ETE irão se tornar mais críticas, afetando, assim, a eficiência do sistema de tratamento.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização. Lagoas em série. Ovos de helmintos. Esgoto sanitário periurbano.

ABSTRACT

The operational performance of a sewage treatment plant during the acclimatization phase was analyzed from March to August 2007. The plant made up of preliminary treatment (bar screen, grit chamber), parshall flume, an anaerobic pond and a secondary facultative pond, was designed for treating wastewater predominantly domestic from four popular places situated in the peripheral zone of Campina Grande City (7°13'11"South, 35°52'31"West), Paraiba state, northeast Brazil. Two of these places were areas not previously attended by the general sewerage system of Campina Grande and two others, new ones resulting from the transference of people from a slum. Routine monitoring comprised analyses of pH, temperature, BOD₅, COD, suspended solids, thermotolerant coliforms and helminth eggs in grab samples of raw sewage and effluents of both ponds and dissolved oxygen in the effluent of the facultative pond, being these samples collected between 8 and 10 a.m. Besides, a study on the variability of influent flow-rate and the characterization of the facultative pond effluent in terms of physicochemical variables diurnal profiles were carried out. The average influent flow-rate was estimated as 6.85 L.s⁻¹ and volumetric organic loading in anaerobic pond and surface organic loading in secondary facultative pond were 75 gBOD₅.m⁻³.d⁻¹ and 200.68 kgBOD₅.ha⁻¹.d⁻¹, based, respectively, on BOD₅ average values of 454 mg.L⁻¹ for raw sewage and 114 mg.L⁻¹ for the anaerobic effluent. It was concluded that the operational performance of the series of ponds, during the acclimatization phase, was typical of systems with such a configuration. Despite being a very good performance with high removal efficiency of organic matter, the final effluent of the plant, as typical, did not have a good sanitary quality. In future, as already envisaged in project, new contributions will increase influent flow-rate and so, presumably, the operational characteristics would be critical affecting negatively the efficiency of the system.

Keywords: Stabilization ponds. Ponds in series. Helminth eggs. Periurban sewage.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 – Vista geral da estação de tratamento de esgoto.....	33
Figura 3.2 – Vista geral das unidades de tratamento da ETE.....	33
Figura 3.3 – Desenho esquemático das unidades de tratamento da ETE.....	34
Figura 3.4 – Desenho esquemático dos emissários de contribuição dos bairros Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte.....	37
Figura 3.5 – Distribuição das águas residuárias na estação de tratamento. (→) através do bypass” e (—) através do tratamento preliminar.....	37
Figura 3.6 – Alimentação da lagoa anaeróbia.....	38
Figura 3.7 – Desenho esquemático e dados de projeto (CAGEPA, 2005) do dispositivo de entrada da lagoa anaeróbia.....	38
Figura 3.8 – Dispositivo de saída do efluente da lagoa anaeróbia.....	39
Figura 3.9 – Pontos de alimentação da lagoa facultativa com o efluente da lagoa anaeróbia.....	39
Figura 3.10 – Dispositivo de saída do efluente da lagoa facultativa.....	40
Figura 3.11 –Vertedor triangular do dispositivo de saída do efluente final.....	40
Figura 4.1 – Variação temporal dos dados de vazão efluente obtidos durante a monitoração de rotina da ETE, no período de 07/03/2007 a 03/08/2007.....	45
Figura 4.2 – Variação da vazão efluente da ETE ao longo do dia, com base nos três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007.....	47
Figura 4.3 – Variação temporal dos dados de vazão afluente obtidos durante a monitoração de rotina da ETE, entre a 20 ^a e a 32 ^a datas de coleta, no período de 04/06/2007 a 03/08/2007.....	49
Figura 4.4 – Variação da vazão afluente da ETE ao longo do dia, obtida nos dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007.....	50
Figura 4.5 – Variação temporal das medidas de temperatura obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	55
Figura 4.6.a – Variação temporal das medidas de pH obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	56
Figura 4.6.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.....	56
Figura 4.6.c – Gráfico GT-2 do pH do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	57

Figura 4.7.a – Variação temporal das medidas de DBO ₅ obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	58
Figura 4.7.b – Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DBO ₅ (amostra bruta) (a) e DBO ₅ (amostra filtrada) (b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.....	59
Figura 4.7.c – Gráfico GT-2 da DBO ₅ (amostra bruta) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	60
Figura 4.7.d – Gráfico GT-2 da DBO ₅ (amostra filtrada) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	60
Figura 4.8.a – Variação temporal das medidas de DQO obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	61
Figura 4.8.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO (amostra bruta) (a) e DQO (amostra filtrada) (b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.....	62
Figura 4.8.c – Gráfico GT-2 da DQO (amostra bruta) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	63
Figura 4.8.d – Gráfico GT-2 da DQO (amostra filtrada) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	63
Figura 4.9.a – Variação temporal das medidas de OD obtidas na monitoração do efluente FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	64
Figura 4.9.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de OD obtidos na monitoração do efluente final (FC) da ETE	65
Figura 4.10.a – Variação temporal das medidas de SST obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	66
Figura 4.10.b – Variação temporal das medidas de SSV obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	66
Figura 4.10.c – Variação temporal das medidas de SSF obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	67
Figura 4.11 – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de SST (a) e SSV(b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.....	67
Figura 4.12.a – Gráfico GT-2 dos SST do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	68
Figura 4.12.b – Gráfico GT-2 dos SSV do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	68

Figura 4.12.c – Gráfico GT-2 dos SSF do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	69
Figura 4.13.a – Variação temporal de coliformes termotolerantes na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	70
Figura 4.13.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.....	70
Figura 4.13.c – Gráfico GT-2 da concentração de coliformes termotolerantes no esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	71
Figura 4.14.a – Variação temporal de ovos de helmintos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	72
Figura 4.14.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição da quantidade de ovos de helmintos obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE	72
Figura 4.14.c – Frequência da distribuição de ovos de helmintos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	73
Figura 4.14.d – Gráfico GT-2 da quantidade de ovos de helmintos no esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	74
Figura 4.15.a – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 20 de abril de 2007.....	77
Figura 4.15.b – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 01 de junho de 2007.....	77
Figura 4.15.c – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 13 de julho de 2007.....	77
Figura 4.16.a – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 20 de abril de 2007.....	78
Figura 4.16.b – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 01 de junho de 2007.....	78
Figura 4.16.c – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 13 de julho de 2007.....	78
Figura 4.17.a – Variação da concentração de OD no efluente final da ETE durante o período diurno, em 20 de abril de 2007.....	79
Figura 4.17.b – Variação da concentração de OD no efluente final da ETE durante o período diurno, em 01 de junho de 2007.....	79
Figura 4.17.c – Variação da concentração de OD no efluente final da ETE durante o período diurno, em 13 de julho de 2007.....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Carga orgânica superficial em lagoas de estabilização de acordo com o clima e a insolação.....	27
Tabela 3.1 – Características físicas de projeto da ETE.....	35
Tabela 3.2 – Métodos analíticos empregados na determinação das variáveis estudadas.....	42
Tabela 4.1 – Dados de vazão efluente obtidos com as leituras da lâmina líquida do vertedor triangular, de precipitação e evaporação, durante a monitoração de rotina da ETE, no período de março a agosto de 2007.....	46
Tabela 4.2 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão efluente da ETE, obtidos durante os três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007, e durante a monitoração de rotina da ETE.....	48
Tabela 4.3 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão efluente da ETE, obtidos durante os três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007.....	48
Tabela 4.4 – Dados de vazão afluente obtidos com as leituras da lâmina na calha parshall, durante a monitoração de rotina da ETE, entre a 20ª e a 32ª datas de coleta, no período de 04/06/2007 a 03/08/2007.....	50
Tabela 4.5 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão afluente da ETE, obtidos durante os dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007, respectivamente.....	51
Tabela 4.6 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão afluente da ETE, obtidos durante os dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007, e durante os dias de monitoração de rotina da ETE.....	51
Tabela 4.7 – Parâmetros estatísticos descritivos das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	53
Tabela 4.8 – Valores da estatística F e do parâmetro F_{cr} , obtidos com a aplicação da análise de variância (ANOVA), aos conjuntos de dados amostrais das variáveis de monitoração do esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	54
Tabela 4.9 – Quantidade de ovos de helmintos encontrados na análise de identificação no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.....	73
Tabela 4.10 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no esgoto bruto.....	75

Tabela 4.11 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no efluente da lagoa anaeróbia.....	75
Tabela 4.12 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no efluente da lagoa facultativa.....	75
Tabela 5.1 – Caracterização das águas residuárias da rede geral da Cidade de Campina Grande, dos bairros em estudo (Glória I, Glória II, Belo Monte e Jardim América) e do Bairro Pedregal.....	82

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1:

INTRODUÇÃO.....	16
-----------------	----

CAPITULO 2 :

REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1 Saneamento no Brasil.....	18
2.2 Tecnologias de tratamento das águas residuárias.....	18
2.3 Lagoas de estabilização.....	19
2.3.1 Vantagens de sistema de lagoas de estabilização.....	20
2.3.2 Desvantagens de sistema de lagoas de estabilização.....	20
2.4 Fatores bióticos e abióticos das lagoas de estabilização.....	21
2.5 Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização.....	22
2.6 Regime hidráulico das lagoas.....	23
2.7 Classificação das lagoas de estabilização.....	24
2.7.1 Lagoas anaeróbias.....	24
2.7.2 Lagoas Facultativas.....	25
2.7.3 Lagoas de maturação.....	27
2.8 Lagoas de estabilização em série.....	27
2.9 Operação e manutenção de sistemas de lagoas de estabilização.....	29
2.10 Vazão das águas residuárias domésticas.....	29
2.11 Condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores.....	30
2.12 Lagoas de estabilização como alternativa de tratamento.....	31

CAPITULO 3:

MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
3.1 Sistema de esgotamento sanitário da Cidade de Campina Grande.....	32
3.2 Localização da estação de tratamento em estudo.....	32
3.3 Descrição do sistema de tratamento.....	35
3.3.1 Características do sistema.....	35
3.3.2 Alimentação do sistema.....	36
3.4 Variáveis analisadas.....	41

3.5 Coleta e preservação das amostras.....	41
3.6 Métodos analíticos.....	42
3.7 Medição de vazões.....	43
3.8 Análises estatísticas.....	44

CAPITULO 4:

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	45
4.1 Dados de vazão.....	45
4.1.1 Vazão efluente.....	45
4.1.1.1 <i>Vazão horária efluente (perfil diurno)</i>	47
4.1.2 Vazão afluente.....	48
4.1.2.1 <i>Vazão horária afluente (perfil diurno)</i>	50
4.1.3 Vazão média diária da ETE.....	51
4.2 Análise estatística das variáveis físico-químicas e biológicas.....	52
4.2.1 Temperatura.....	54
4.2.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	55
4.2.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	57
4.2.4 Demanda química de oxigênio (DQO).....	61
4.2.5 Oxigênio dissolvido (OD).....	64
4.2.6 Sólidos suspensos.....	65
4.2.7 Coliformes termotolerantes.....	69
4.2.8 Ovos de helmintos.....	71
4.3 Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas.....	74
4.4 Perfil diurno das variáveis físico-químicas do efluente final.....	76

CAPITULO 5:

DISCUSSÃO.....	80
5.1 Sobre a caracterização da população contribuinte à ETE.....	80
5.2 Sobre a caracterização das águas residuárias tratadas na ETE.....	81
5.3 Sobre a operação da estação de tratamento de esgotos.....	82
5.4 Sobre o desempenho do sistema.....	83
5.5 Sobre a manutenção da ETE.....	85
5.6 Sobre o lançamento de efluente no Riacho Cardoso.....	86
5.7 Perspectivas.....	87

CAPITULO 6:	
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	89
CAPÍTULO 7:	
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
APÊNDICE A - Desenho esquemático do dispositivo de saída da lagoa anaeróbia constituído de uma conexão retentora de espuma.....	95

1 INTRODUÇÃO

O grau de urbanização, as formas de uso e ocupação do solo agrícola, e a diversificação industrial, mostram relação direta com os impactos ambientais ocasionados pelo homem. O acelerado crescimento populacional, especialmente, nas periferias das cidades, onde geralmente não existe sistema de esgotamento sanitário, e quando presente é de forma inadequada, ocasionam a poluição das águas que confluem em rios e em açudes, dificultando o seu aproveitamento posterior pelo homem em atividades de abastecimento, irrigação, recreação e aquicultura. A diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos e a deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas motiva uma tendência ao aproveitamento racional desse precioso recurso, com o mínimo de dano ao meio ambiente. Com a necessidade de desacelerar o processo degradativo, investimentos em tecnologias de tratamento de efluentes domésticos e industriais devem ser feitos, visto que, as águas residuárias tratadas têm um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos, como um substituto para o uso de águas destinadas a fins agrícolas, de irrigação e industriais.

O tratamento de águas residuárias tem como principal objetivo a remoção de características indesejáveis, atendendo os padrões estabelecidos pela legislação vigente, para seu posterior lançamento em corpos hídricos e/ou reuso em diversas atividades. As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico de águas residuárias, em que a estabilização da matéria orgânica é realizada por oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia, podendo promover uma eficiente remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, gerando como produto final efluentes de boa qualidade sanitária com baixo custo e simplicidade na construção, operação e manutenção. A utilização de sistemas de lagoas de estabilização em série pode promover um efluente de qualidade superior comparada a de um efluente de uma única lagoa com mesma área total, tempo de detenção hidráulica e cargas afluentes. Diante destas características e da grande necessidade de atender a falta de serviços de saneamento básico, principalmente, o esgotamento sanitário em áreas de baixa renda, foi projetada uma ETE para receber as águas residuárias geradas por quatro bairros da cidade de

Campina Grande, Paraíba, sendo estes, dois bairros periféricos (Belo monte e Jardim América) e dois conjuntos habitacionais (Glória I e Glória II), recém construídos, que abrigam as famílias relocadas de uma extinta favela da cidade.

Este trabalho tem como objetivo estudar o desempenho do sistema de lagoas de estabilização, constituído de uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa secundária, em fase inicial de operação, tratando águas residuárias de bairros populares da cidade, através da monitoração, no afluente e efluentes, das variáveis pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO₅ (amostra bruta e filtrada), DQO (amostra bruta e filtrada), sólidos suspensos, coliformes termotolerantes e ovos de helmintos, além da variação de vazões no sistema.

Para uma melhor compreensão do trabalho, este está estruturado em 7 capítulos, abordando aspectos distintos, assim distribuídos:

O capítulo 1 introduz destacando a importância do tratamento de águas residuárias e o uso de lagoas de estabilização, como sistema de tratamento e apresenta o objetivo do trabalho.

O capítulo 2 apresenta conceitos dos assuntos relacionados ao desenvolvimento do trabalho, através de uma revisão da literatura.

O capítulo 3 destaca os materiais e métodos utilizados durante a pesquisa.

O capítulo 4 apresenta e analisa os resultados obtidos na monitoração da ETE em estudo.

O capítulo 5 comenta sobre a caracterização das águas residuárias produzidas por população de baixa renda, discute os resultados obtidos, as condições de operação e manutenção da ETE, e analisa as futuras condições operacionais do sistema.

O capítulo 6 apresenta as conclusões.

O capítulo 7 lista as referências bibliográficas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Saneamento no Brasil

O serviço de abastecimento de água potável deve disponibilizar para a população, um sistema que funcione ininterruptamente atendendo às necessidades da comunidade, acompanhado de um sistema de esgotamento sanitário constituído de rede coletora que atenda 100% das residências e tratamento eficiente para as águas residuárias produzidas. No Brasil, apesar do abastecimento de água atender boa parte da população, o sistema de esgotamento sanitário apresenta baixo índice de atendimento urbano. Essa deficiência, principalmente nas áreas urbanas mais pobres, é bastante preocupante e constitui um dos mais sérios problemas ambientais. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2005), o abastecimento de água alcançou índice médio de 96,3%. A pequena fração de população não beneficiada é a de baixa renda, mora em assentamentos irregulares e está concentrada na periferia das grandes cidades, ou espalhada em municípios pobres no interior do país. Com relação ao esgotamento sanitário os dados apresentados são mais preocupantes, pois apenas 47,9% da população é servida de sistema de coleta de águas residuárias e 31,7% em tratamento, significando que grande parte da contribuição de águas residuárias é despejada *in natura* nos corpos d'água superficiais que banham o país.

O baixo índice da população beneficiada com sistema de esgotamento sanitário pode ser atribuído à má administração dos órgãos responsáveis pelo setor. O planejamento e a construção de um sistema de saneamento eficiente numa região é um desafio para os administradores, porém, de extrema necessidade para melhoria da qualidade de vida da população.

2.2 Tecnologias de tratamento das águas residuárias

Águas residuárias são despejos provenientes do uso de água pela população em atividades domésticas, industriais ou agrícolas. O tratamento dessas águas servidas consiste,

basicamente, na correção de suas características indesejáveis, através da redução ou remoção de material sólido em suspensão, material orgânico, nutrientes (N e P) e organismos patogênicos, objetivando adequá-los para a disposição final, de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação vigente. No Brasil, a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005 estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água.

Existem, atualmente, diversas tecnologias de tratamento utilizadas no país, sendo fossas sépticas, filtros biológicos anaeróbios, lagoas de estabilização, lodos ativados e reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) as mais usuais. Oliveira e von Sperling (2005), ao estudarem o desempenho de 166 estações de tratamento de águas residuárias domésticas em operação no Brasil, investigaram os processos de tratamento procurando apresentar um diagnóstico da realidade do setor no país. Considerando o potencial das principais tecnologias de tratamento, em termos da qualidade do seu efluente, os resultados encontrados refletiram a realidade atual, pois grande parte das ETE's poderia atingir desempenhos superiores aos apresentados. É necessário, por parte do projetista e do operador, o conhecimento das características físicas e operacionais de cada sistema, no entanto, o que se observa no país são erros freqüentes de concepção de projeto, falta de operadores qualificados e, principalmente a falta de manutenção das unidades de tratamento, o que compromete a eficiência desses sistemas.

Dos diversos tratamentos existentes no Brasil, os sistemas de lagoas de estabilização são adotados com grande freqüência, pois além das inúmeras vantagens que esses sistemas oferecem, o país apresenta suficiente disponibilidade de área em um grande número de cidades e um clima favorável, com temperatura e insolação elevadas.

2.3 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico de águas residuárias, em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela ação bacteriana (oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia). Na busca de uma abordagem mais ecológica Arruda (2004) define lagoas de estabilização como ecossistemas aquáticos lânticos com elevado nível de eutrofização, mantendo populações autótrofas e heterótrofas que promovem diversos processos naturais de transformação de materiais, destacando a cadeia de decomposição do material orgânico e a assimilação dos sais inorgânicos.

2.3.1 Vantagens de sistema de lagoas de estabilização

Entre as vantagens de sistemas de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias, a literatura destaca:

- Baixo custo e simplicidade de construção, operação e manutenção, o que torna as lagoas de estabilização a forma mais barata de tratamento;
- Necessitam de pouco ou nenhum componente mecânico;
- Nenhum consumo de energia elétrica é requerido, uma vez que utilizam como fonte de energia a radiação solar e a energia química liberada pela decomposição da matéria orgânica;
- Suportam sobrecargas hidráulicas ou orgânicas, devido ao longo tempo de detenção e elevada capacidade de diluição;
- Elevada eficiência na remoção de DBO_5 e organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), possibilitando o uso dos efluentes na agricultura, além de ser um sistema bastante vantajoso principalmente em locais com elevado índice de doenças de veiculação hídrica.

2.3.2 Desvantagens de sistema de lagoas de estabilização

As principais desvantagens de sistemas de lagoas de estabilização, citadas na literatura são a necessidade de áreas muito extensas para a construção e a remoção somente razoável de sólidos suspensos. Sobre a primeira dessas desvantagens tem sido discutido que em regiões tropicais e subtropicais, o clima favorável e a existência de terrenos disponíveis e de aquisição barata, contribuem para a implantação de lagoas por um baixo custo. As altas concentrações de sólidos suspensos presentes no efluente desses sistemas são atribuídas, principalmente, à biomassa de fitoplâncton que se forma nas lagoas facultativas e de maturação. Segundo Gloyna e Tischler (1981), citados por Oliveira, R. (1990), os sólidos devido às algas vivas têm características diferentes dos sólidos presentes em águas residuárias brutas ou em efluentes de outros processos de tratamento. Essa percepção contribuiu para que o Conselho das Comunidades Europeias (EEC, 1991), em sua Diretiva 271/91, viesse a admitir, no caso de lagoas, concentrações de sólidos suspensos de até 150 mg/L, desde que a DBO_5 e DQO filtradas não sejam superiores a 25mg/L e 125mg/L, respectivamente.

2.4 Fatores bióticos e abióticos das lagoas de estabilização

Como qualquer ecossistema, a lagoa de estabilização é um sistema complexo, onde o grande número de interações entre as diversas populações de microrganismos, gera mudanças nos fatores bióticos e abióticos, o que vem a definir o controle populacional dos microrganismos (ARRUDA, 2004). Dentre os fatores ecológicos abióticos que podem intervir no funcionamento das lagoas de estabilização, podem ser destacados os ventos que agem diretamente na homogeneização da massa líquida, levando o oxigênio para as camadas mais profundas da lagoa, dispersando os microrganismos em toda a massa líquida e promovendo o deslocamento das algas. A temperatura interfere diretamente no metabolismo bacteriano, na velocidade das reações químicas e na solubilidade dos gases na massa líquida. A radiação solar favorece o desenvolvimento de algas e outros organismos fotossintetizantes. A temperatura e a intensidade luminosa controlam e regulam a dispersão e a distribuição das algas na massa líquida, onde o maior movimento das algas ocorre quando há aumento na intensidade luminosa (KÖNIG, 2000). O pH é um fator abiótico bastante citado como responsável pela maior eliminação de coliformes termotolerantes. O oxigênio dissolvido elevado, a radiação solar, a temperatura e o pH atuando isoladamente ou em conjunto, são citados como fatores ambientais de grande importância para o decaimento das bactérias.

A profundidade, fluxo hidráulico, as cargas orgânica e hidráulica e o tempo de detenção hidráulica são fatores abióticos de grande relevância, entre as causas de alterações ambientais que podem ocorrer e afetar a constituição dos elementos do ecossistema. Esses fatores são muito importantes para o desenvolvimento de projetos de estações de tratamento com lagoas de estabilização, podendo influenciar diretamente na eficiência do tratamento das águas residuárias.

As relações simbióticas desarmonicas relevantes no controle da população de coliformes termotolerantes são o parasitismo de colifagos, o predatismo por protozoários, o amensalismo com a produção de substâncias tóxicas por cianobactérias e a competição por matéria orgânica e nutrientes minerais (ARRUDA, 2004). O tempo de exposição dos microrganismos ao ambiente inóspito fora do corpo dos seres humanos e de outros animais homeotérmicos é um fator que pode resumir a diversidade dos fatores ecológicos que constituem ou não a resistência dos coliformes termotolerantes às condições geradas nos sistemas de lagoas de estabilização.

2.5 Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização

Oliveira, R. (1990), destaca como principais mecanismos do tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização, o efeito reservatório que expressa a capacidade de diluição da lagoa e de absorção de cargas de choque hidráulica e orgânica; a sedimentação primária responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis; e a biodegradação da matéria orgânica pela oxidação aeróbia e digestão anaeróbia.

As lagoas de estabilização são sistemas abertos do ponto de vista termodinâmico, pois permitem o fluxo energético proveniente do sol. Esse fluxo de energia compreende a biossíntese e a biodegradação. Na biossíntese os substratos inorgânicos simples (água, gás carbônico e sais minerais) são utilizados por microrganismos fotossintetizantes ou quimiossintetizantes para síntese do protoplasma (matéria orgânica). Em lagoas, a biossíntese é realizada por organismos autótrofos fotossintetizantes como algas, cianobactérias e bactérias específicas como as coloridas do ciclo do enxofre e quimiossintetizantes como, por exemplo, as bactérias aeróbias promotoras da nitrificação.

A biodegradação compreende mecanismos de decomposição da matéria orgânica para liberação da energia nela acumulada para a realização das funções metabólicas do organismo. Pode ser realizada tanto por organismos autótrofos como heterótrofos através de vias diversas como a respiração aeróbia, respiração anaeróbia e fermentação.

O metabolismo dos microrganismos envolvidos nos processos de transformação de resíduos orgânicos na natureza é formado pelo conjunto de reações enzimáticas, de oxido-redução, denominadas de catabolismo e anabolismo que compõem a biossíntese e a biodegradação (COURA, 2002). Os microrganismos utilizam os compostos orgânicos e inorgânicos das águas residuárias para realização de suas atividades metabólicas. Uma parte dos componentes (orgânicos e/ou inorgânicos) é utilizada no catabolismo (oxidação ou fermentação) para obtenção da energia e a outra parte no anabolismo (síntese).

Os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes e ocorrem simultaneamente. O anabolismo é o processo que ocorre num organismo pelo qual o material nutritivo é transformado em matéria viva. van Haandel e Lettinga (1994) subdividem o catabolismo em dois processos diferentes, o catabolismo oxidativo e o catabolismo fermentativo. O catabolismo oxidativo é caracterizado pela necessidade de um acceptor (oxidante) externo de elétrons (respiração aeróbia e respiração anaeróbia). O catabolismo fermentativo é caracterizado pela ausência de acceptor externo de elétrons (fermentação alcoólica, fermentação ácida e fermentação metanogênica).

A digestão anaeróbia é o processo predominante em lagoas anaeróbias e nas camadas mais profundas das lagoas facultativas, em que a matéria orgânica biodegradável é transformada em metano e dióxido de carbono, liberando, na solução aquosa, subprodutos como amônia e sulfetos. Pode-se definir, de forma simplificada, a digestão anaeróbia em dois estágios: no primeiro os compostos orgânicos hidrolisados são convertidos pelas bactérias acidogênicas a ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico) que depois de neutralizados por compostos alcalinos presentes na solução, são transformados bioquimicamente em metano pelas bactérias metanogênicas. Essas bactérias constituem uma população pequena, com crescimento lento e são bastante sensíveis as condições ambientais, como mudança de temperatura e pH. A manutenção do equilíbrio entre os dois tipos de bactérias (acidogênicas e metanogênicas) são determinantes na garantia de uma boa operação das unidades de digestão anaeróbia.

2.6 Regime hidráulico das lagoas

O desempenho hidráulico de uma lagoa de estabilização é dependente do tipo de fluxo e do seu grau de dispersão, entre o pistão e a mistura completa, podendo ser caracterizado um fluxo parcialmente disperso para tais reatores.

Em reatores de fluxo em pistão ideal as partículas entram de forma contínua e são descarregadas na mesma seqüência em que entraram. Este tipo de fluxo é aproximado em reatores longos ou em série. Nesse modelo hidráulico, a concentração de DBO₅ efluente pode ser estimada pela Equação 2.1:

$$S = S_0 e^{-kt} \quad (\text{Equação 2.1})$$

Onde: S_0 = Concentração de DBO afluente (mg/L);

S = Concentração de DBO efluente (mg/L);

K = Coeficiente de remoção de DBO (d^{-1});

t = Tempo de detenção hidráulica (dias).

Nos reatores de mistura completa ideal as partículas que entram são imediatamente dispersas; assim, a concentração do poluente é a mesma em qualquer ponto do reator. Na

prática, a mistura completa pode ser obtida em tanques quadrados ou circulares. A Equação 2.2 estima a concentração de DBO efluente do reator.

$$S = \frac{S_0}{1 + kt} \quad \text{(Equação 2.2)}$$

Com a equação 2.3 é possível estimar a concentração de DBO efluente do reator com regime hidráulico de fluxo disperso.

$$S = S_0 \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad \text{(Equação 2.3)}$$

Onde: d = Número de dispersão

$$a = \sqrt{1 + 4k \times t \times d}$$

Usualmente no dimensionamento de lagoas tem sido adotado o modelo de mistura completa para uma ou mais células, por proporcionar cálculos mais simples e o dimensionamento levar a um posicionamento a favor da segurança, já que o reator de mistura completa é o de menor eficiência (VON SPERLING, 1996b).

2.7 Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização podem ser classificadas de acordo com a carga orgânica aplicada e com a predominância do tipo de processo bioquímico ou metabolismo (oxidação aeróbia e digestão anaeróbia) pelo qual o material orgânico é degradado. Os principais tipos de lagoas são as anaeróbias, facultativas e de maturação.

2.7.1 Lagoas anaeróbias

Os principais mecanismos de tratamento em lagoas anaeróbias são a decantação e a digestão anaeróbia. Sua aplicação é recomendada no tratamento de águas residuárias concentradas em termos de matéria orgânica biodegradável ($DBO_5 > 300 \text{mg/l}$) ou que apresentem elevadas concentrações de sólidos suspensos ($SS > 300 \text{mg/l}$). Essas lagoas, por não dependerem da ação fotossintética de algas e cianobactérias, podem ser construídas com profundidades maiores que as das outras lagoas, variando de 3,0 a 5,0 m. Sua utilização se torna vantajosa devido à economia de área de terreno e elevada remoção de material

biodegradável. A eficiência de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é da ordem de 50% a 60% dependendo da temperatura e do tempo de detenção hidráulica (JORDÃO; PESSÔA, 2005; VON SPERLING, 1996b). Oliveira, R. (1990) e Pearson (1987) citam uma remoção média de DBO₅ em torno de 70%.

O bom funcionamento operacional das lagoas anaeróbias depende de fatores como, o equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos (acidogênicas) e as formadoras de metano (metanogênicas), temperaturas acima de 15°C e pH próximo à neutralidade.

No dimensionamento das lagoas anaeróbias os fatores, geralmente, considerados são a carga orgânica volumétrica e o tempo de detenção hidráulica. Segundo Mara (1976) torna-se difícil manter a lagoa em condições anaeróbias para $\lambda_v < 100$ gDBO₅/m³.d, podendo ocorrer problemas de odor quando $\lambda_v > 400$ gDBO₅/m³.d. Para temperaturas acima de 20°C propõe o uso da carga $\lambda_v = 300$ gDBO₅/m³.d e para temperaturas entre 10 e 20°C, o uso da equação $\lambda_v = 20T - 100$. Com relação ao tempo de detenção hidráulica pode-se levar em consideração um limite mínimo de 2 dias e um máximo de 5 dias, levando em conta que esses limites se encontram na faixa indicada pela literatura (JORDÃO; PESSÔA, 2005; MARA, 1976; VON SPERLING, 1996b).

2.7.2 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas podem ser do tipo facultativa primária quando recebem águas residuárias brutas ou do tipo facultativa secundária quando recebem efluentes de unidades de tratamento primário. Essas lagoas apresentam profundidades que variam de 1,5 a 3,0 m (MARA, 1976; VON SPERLING, 1996b), sendo 1,5 m a profundidade mais comumente usada em projetos de lagoas facultativas.

Nas lagoas facultativas ocorrem dois processos, simultâneos, de degradação da matéria orgânica, a oxidação aeróbia, nas camadas superiores, realizada pelas bactérias aeróbio-facultativas e a digestão anaeróbia, nas camadas inferiores, realizada pelas bactérias aneróbio-facultativas e estritamente anaeróbias.

A produção de oxigênio na superfície da lagoa facultativa ocorre pela ação de algas e cianobactérias, havendo uma variação dessa produção durante o ciclo diário. À noite, não havendo mais atividade fotossintética, a maior parte da coluna líquida passa a ter condições anaeróbias. Nas lagoas o pH também varia com o ciclo diário estando seu aumento relacionado mais diretamente à atividade fotossintética do fitoplâncton e sua diminuição associada à predominância da respiração da comunidade microbiana. Na camada mais

profunda, mesmo durante as horas iluminadas do ciclo diário, ocorre a digestão anaeróbia da matéria orgânica, havendo liberação de CO_2 , CH_4 , H_2S e NH_3 .

A mistura dentro da lagoa facultativa é favorecida pela ação dos ventos, auxiliando a oxigenação na massa líquida e impedindo a ocorrência de zonas de estagnação e curtos circuitos hidráulicos. Com a mistura, as algas e cianobactérias não flageladas se deslocam no interior da lagoa para a zona de incidência de luz e realizam a fotossíntese. A mistura também contribui para a redução da estratificação térmica, fenômeno que ocorre com o aquecimento das camadas superiores da lagoa, as quais, tornando-se menos densas que as camadas inferiores, permanecem como que flutuando sobre as outras. Durante a estratificação, as algas não flageladas sedimentam para a zona escura da lagoa, e passam a consumir oxigênio. Com o aquecimento das camadas mais superficiais, as algas flageladas tendem a fugir para profundidades abaixo da superfície, formando uma camada que impede a penetração da luz, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido. Esse fenômeno compromete a eficiência operacional da lagoa porque baixa a presença de algas na zona fótica, o que reduz a produção de oxigênio e, conseqüentemente, a capacidade de estabilização da matéria orgânica.

Em projetos de lagoas facultativas são comumente aplicáveis métodos de dimensionamento envolvendo fatores como temperatura, carga orgânica superficial e dispersão hidráulica. O método de McGarry e Pescod tem sido apontado como o mais adequado para regiões de clima tropical e é citado como razoável para projetos de lagoas facultativas na maioria das circunstâncias (PEARSON, 1987; WHO, 1987). Na fórmula empírica de McGarry e Pescod a carga orgânica superficial máxima ($\text{kgDBO}_5/\text{ha.d}$) aplicável à lagoa é relacionada com a temperatura média ($^{\circ}\text{C}$) do mês mais frio do ano. Mara (1976) propôs uma modificação na fórmula que tem sido bastante aceita no dimensionamento de lagoas facultativas (Equação 2.4). Para lagoas facultativas secundárias pode ser utilizada a Equação 2.5, baseada na fórmula de McGarry e Pescod.

$$\lambda_{\text{smax}} = 20T - 120 \quad (\text{Equação 2.4})$$

$$\lambda_{\text{smax}} = 0,7 (20T - 120) \quad (\text{Equação 2.5})$$

Locais com clima e insolação bastante favoráveis, como o nordeste do Brasil, permitem que sejam adotadas cargas bem elevadas, eventualmente superiores a $300 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$, o que implica em menores áreas superficiais da lagoa. A Tabela 2.1 apresenta as faixas comumente adotadas, no Brasil, para a carga orgânica superficial.

Tabela 2.1 – Carga orgânica superficial em lagoas de estabilização de acordo com o clima e a insolação.

CLIMA E INSOLAÇÃO	Carga (kg DBO₅/ha.d)
Inverno quente e elevada insolação	240 a 350
Inverno e insolação moderados	120 a 240
Inverno frio e baixa insolação	100 a 180

Fonte: VON SPERLING (1996b)

2.7.3 Lagoas de maturação

As lagoas de maturação recebem efluentes de outras unidades de tratamento, geralmente de lagoas facultativas primárias e secundárias. Essas lagoas têm como principal função a remoção de organismos patogênicos e, quando bem dimensionadas e operadas, podem, numa série, atingir remoções de coliformes termotolerantes maiores que 99,999% (MENDONÇA, 2000). Curtis e Mara (1994), citados por Oliveira, A. (2002) afirmam que a remoção desses indicadores se dá pela exposição a condições adversas como, temperatura elevada, radiação ultravioleta, condições aeróbias extremas, redução da concentração de substrato, pH elevado. A profundidade das lagoas pode ser próxima à de uma lagoa facultativa, variando entre 0,6 e 1,5 m (MARA, 1976; MENDONÇA, 2000).

2.8 Lagoas de estabilização em série

Quando se utiliza uma série de lagoas para o tratamento de águas residuárias, a qualidade sanitária do efluente é superior, comparada à de um efluente de uma única lagoa, com a mesma área total, tempo de detenção hidráulica e tratando uma mesma vazão de águas residuárias com igual concentração. Isto é justificado pelo fato do regime hidráulico de um sistema de lagoas em série se aproximar ao de um reator de carga não dispersa, que é mais eficiente do que o produzido por uma única lagoa, em que o regime hidráulico se aproxima ao de um reator completamente disperso.

O sistema de lagoas em série constituído de lagoa anaeróbia seguido de uma lagoa facultativa, antes, também denominado sistema australiano, apresenta muitas vantagens (JORDÃO; PESSÔA, 2005):

- A área resultante da soma das áreas superficiais das duas lagoas em série é menor que a área de uma única lagoa facultativa equivalente. O efluente da lagoa facultativa já terá sofrido uma remoção da DBO de, pelo menos 50%, na lagoa anaeróbia;
- A lagoa anaeróbia, antecedendo à facultativa, favorece uma melhor capacidade de absorção de alguma “carga de choque” afluente;
- A acumulação de sólidos ocorre principalmente na lagoa anaeróbia.

Von Sperling et al. (2004), citado por Jordão e Pessoa (2005), ao estudarem o comportamento de mais de 115 lagoas facultativas operando na região sudeste do Brasil, sendo 43 no sistema australiano, mostraram que a eficiência média desse sistema foi de 82% de remoção da DBO, sendo a lagoa facultativa secundária responsável por 48%. Florentino (1992), estudando dois módulos em paralelo no município de Guarabira (PB), cada um com uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa secundária, obteve uma eficiência de 90% na remoção de DBO e 99,42% na remoção de coliformes termotolerantes com uma concentração de $9,9E+04$ UFC/100mL no efluente final. Baracuhy (2006) estudando o desempenho de uma série de lagoas em João Pessoa (PB), sendo duas lagoas anaeróbias, em série, seguidas de uma lagoa facultativa, observou uma eficiência na remoção de DBO_5 de 90,19% e uma remoção de 99,635% para coliformes termotolerantes, com o efluente final apresentando concentração da ordem de $9,39E+04$ UFC/100mL.

Uma série com uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número variado de lagoas de maturação, tem se tornado uma configuração muito utilizada nos projetos de sistemas de lagoas de estabilização. A aplicação de lagoas de maturação aos sistemas em série é essencial para aumentar a eficiência de remoção de organismos patogênicos, obtendo um efluente final com melhor qualidade sanitária. Silva (1982), operando uma série de cinco lagoas (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação), com um tempo de detenção hidráulica total de 29,1 dias, obteve eficiência de 93% na remoção de DBO_5 , resultando em um efluente final com concentração de 17 mg DBO_5 /L. Além disso, o sistema apresentou uma remoção de 99,99994% para coliformes termotolerantes e um efluente final com concentração média de 30 coliformes termotolerantes/100mL, o qual pode ser utilizado na irrigação irrestrita (WHO, 1989).

2.9 Operação e manutenção de sistemas de lagoas de estabilização

Na avaliação da eficiência das ETE's é primordial o conhecimento das variáveis de qualidade física, química e biológica, do esgoto bruto e efluentes das unidades de tratamento. As variáveis comumente monitoradas nos sistemas de tratamento são temperatura, sólidos, vazão, pH, alcalinidade, DBO, DQO, nutrientes (N e P), indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes) e, mais recentemente, nos trópicos, ovos de helmintos. A manutenção envolve a remoção e/ou controle de espuma, limpeza dos taludes, remoção de plantas aquáticas, limpeza da calha parshall, limpeza da caixa de areia e da grade de barras, desobstrução dos dispositivos de entrada e saída, retirada de plantas emergentes, evitando a proliferação de mosquitos, cuidados contra a erosão que pode ser evitada com a construção de canais coletores de águas pluviais e a colocação de placas no limite da linha d'água. O acúmulo de lodo no interior das lagoas, principalmente nas anaeróbias, é um fator de grande importância na manutenção dos sistemas, não devendo a camada de lodo, ultrapassar a metade da altura da lagoa. O assoreamento, provocado pelo acúmulo de areia, também merece atenção devido à diminuição do volume útil da lagoa e do tempo de detenção hidráulica, afetando negativamente a eficiência do sistema.

2.10 Vazão das águas residuárias domésticas

Para estimar a carga de poluentes presentes nas águas residuárias e no dimensionamento de sistemas de tratamento, é necessário o conhecimento da vazão afluyente à estação de tratamento, bem como, o comportamento da variação de vazão nos períodos representativos ao longo da operação do sistema. A contribuição das águas residuárias está condicionada à distribuição de água para consumo, sendo uma variável também dependente das características da região a ser atendida, do nível sócio-econômico e cultural da população, das atividades desenvolvidas (domésticas, industriais e/ou econômicas), do tipo e tamanho da rede coletora, entre outros fatores.

A variação da vazão afluyente a uma ETE é afetada por diversos fatores como tipo de águas residuárias coletadas (domésticas ou mistas); tipo de sistema de coleta (unitário ou separador); condições climáticas; regime de escoamento (por gravidade ou sob pressão); concepção e quantidade de elevatórias; qualidade dos serviços de conservação, manutenção e reparos da rede coletora. Jordão e Pessoa (2005) destacam, também, como fatores, o tipo e material das canalizações; qualidade de execução das obras e quantidade de poços de visita. A

vazão exerce influência nos sistemas de esgotamento sanitário, tanto em termos de valores médios como de suas variações sazonais e no ciclo diário. Sistemas de esgotamento projetados para serem separadores absolutos, geralmente recebem contribuições importantes de águas pluviais. Nos períodos de precipitação intensa podem ocorrer alterações no comportamento hidráulico das redes coletoras. Em alguns casos as vazões excedem àquela adotada em projeto, fazendo com que as canalizações coletoras, interceptoras e emissárias trabalhem à seção plena, e, muitas vezes, sob pressão, recebendo uma considerável contribuição de areia e outros sólidos que podem comprometer o funcionamento das redes coletoras (ARRUDA, 2004).

As dimensões da rede coletora podem refletir na vazão de contribuição da população, em que redes de grande extensão contribuem para amortecer os picos de vazão, em especial, do ciclo diário.

Uma rede coletora, de grande extensão, também pode ser pensada como um reator de tratamento, pois o longo tempo de permanência na rede contribui para a condição de septicidade das águas residuárias. Na estação de tratamento de esgotos, devem ser considerados, o efeito da vazão sobre a capacidade de diluição da massa líquida acumulada no reator e o efeito dos picos de vazão que podem induzir a cargas hidráulicas e cargas orgânicas de choque, comprometendo a eficiência operacional dos reatores.

2.11 Condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores

No Brasil, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos d'água, após o devido tratamento e, desde que obedeçam às condições, padrões e exigências estabelecidas na Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”.

De acordo com o artigo 32 da referida resolução, nas águas de classe especial não é permitido o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

A Resolução CONAMA estabelece condições de lançamento para as diversas variáveis do efluente, dentre as quais o pH deve estar na faixa de 5 a 9, a temperatura deve ser inferior a 40°C, os materiais sedimentáveis não devem exceder 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff, o regime de lançamento com vazão máxima não deve ser superior a 1,5 vezes a

vazão média do período de atividade diária e no efluente não deve haver presença de materiais flutuantes. São estabelecidos, também, pela resolução, padrões de lançamento de efluentes para diversos parâmetros orgânicos e parâmetros inorgânicos, como o nitrogênio amoniacal total que não deve exceder 20 mg/L.

2.12 Lagoas de estabilização como alternativa de tratamento

O tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização, ainda, constitui uma das alternativas de tratamento bastante utilizada. Não se pode negar que tais reatores podem promover efluentes de boa qualidade sanitária a um baixo custo, porém, o bom desempenho está condicionado ao planejamento e à construção do sistema e, principalmente, a uma eficiente operação e manutenção. A produção de um efluente que atenda uma qualidade sanitária desejada depende da configuração das lagoas e da garantia das condições necessárias que favoreçam as unidades de tratamento. No Brasil, a realidade é bastante contrária a essas condições operacionais, onde muitas estações de tratamento são praticamente abandonadas pelos órgãos responsáveis, gerando efluentes de baixa qualidade sanitária que não atendem às especificações da legislação e são lançados nos corpos d'água, em geral, urbanos, impactando negativamente a qualidade de vida da população e contribuindo para a degradação do meio ambiente.

Diante de tantas tecnologias de tratamento existentes, não se deve pensar nas lagoas de estabilização como única alternativa de tratamento. Ao planejar o tratamento das águas residuárias produzidas por uma comunidade, não basta apenas levar em conta, o baixo custo e a simplicidade operacional que o sistema pode promover. Mas, é de extrema necessidade que a escolha seja feita criteriosamente, para que o processo de tratamento atenda às condições e aos objetivos de cada região a ser atendida.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Sistema de esgotamento sanitário da Cidade de Campina Grande

A Cidade de Campina Grande possui um sistema de esgotamento sanitário que atende cerca de 76% da população urbana. Nos locais onde não há rede coletora, predominam as soluções individuais, sendo os despejos lançados em fossas sépticas, a céu aberto, nas valetas, córregos e riachos que circundam as áreas periféricas da cidade (ALMEIDA, 2007).

A Estação de Tratamento de Esgotos, construída na década de 70, no Bairro da Catingueira, foi projetada com capacidade para tratar uma vazão nominal de 360 l/s, constituída de tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia), calha parshall e de duas lagoas com dimensões médias de 105 x 140 metros, projetadas para funcionarem com aeração mecânica. No entanto, os aeradores, com o passar do tempo, foram sendo desativados pela CAGEPA e começaram a funcionar como uma série de duas lagoas anaeróbias. Atualmente, a ETE encontra-se em ampliação, sendo contituída de tratamento preliminar (gradeamento mecanizado, caixa de areia), calha parshall, lagoas anaeróbias, aproveitando as lagoas já existentes, tendo seu efluente recalcado, através de um emissário, para duas lagoas facultativas em série, seguidas de uma lagoa de maturação, sendo dois módulos no total.

Para os bairros da cidade, cujas águas residuárias produzidas não são coletadas pela rede geral, foram desenvolvidos, pelos órgãos responsáveis, projetos de saneamento. Na Zona Leste da Cidade de Campina Grande, foi construída uma Estação de Tratamento de Esgotos, para tratar as águas residuárias de quatro bairros populares, sendo esses dois conjuntos habitacionais recém-construídos e dois bairros já existentes.

3.2 Localização da estação de tratamento em estudo

Este trabalho descreve os resultados obtidos da monitoração da Estação de Tratamento de Esgotos recém-construída, que trata águas residuárias geradas por bairros populares da Zona Leste da Cidade de Campina Grande (7°13'11" Sul, 35°52'31" Oeste), interior do Estado

da Paraíba. Nas Figuras 3.1 e 3.2 têm-se a vista geral da estação de tratamento e das unidades de tratamento, respectivamente. A Figura 3.3 apresenta o desenho esquemático das unidades de tratamento da ETE.

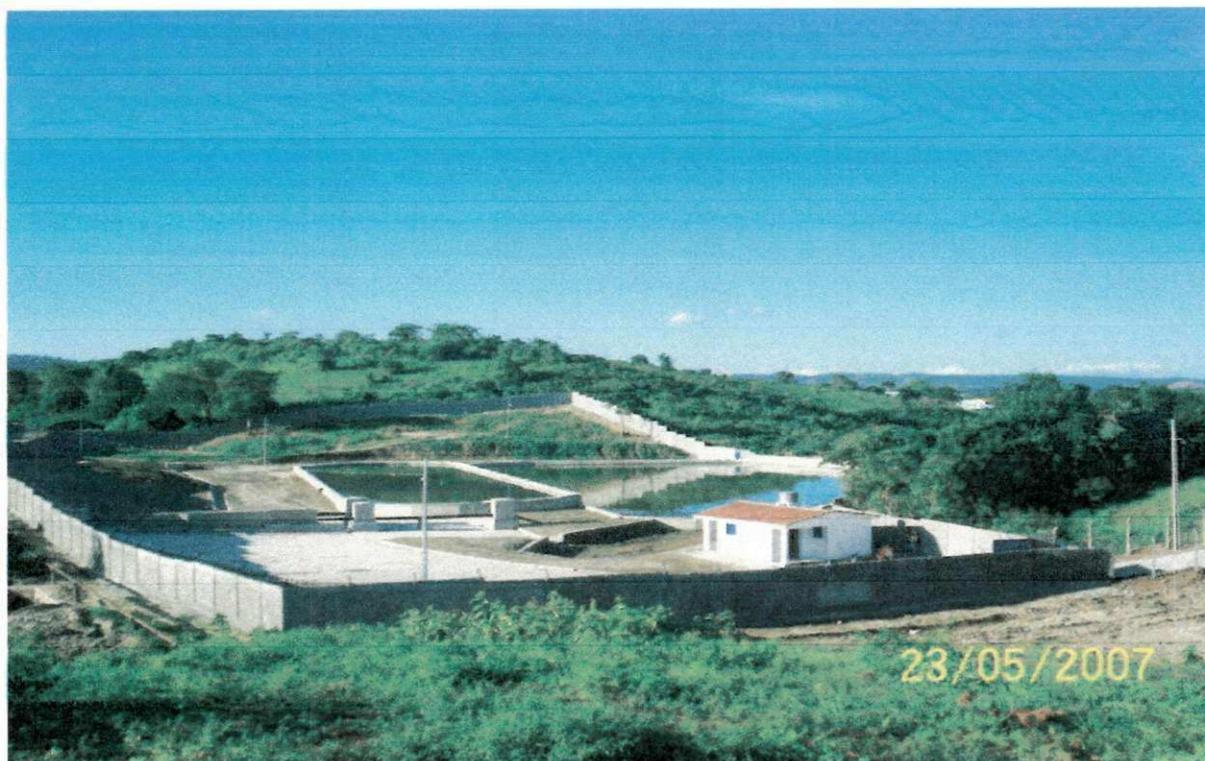


Figura 3.1 – Vista geral da estação de tratamento de esgoto.



Figura 3.2 – Vista geral das unidades de tratamento da ETE.

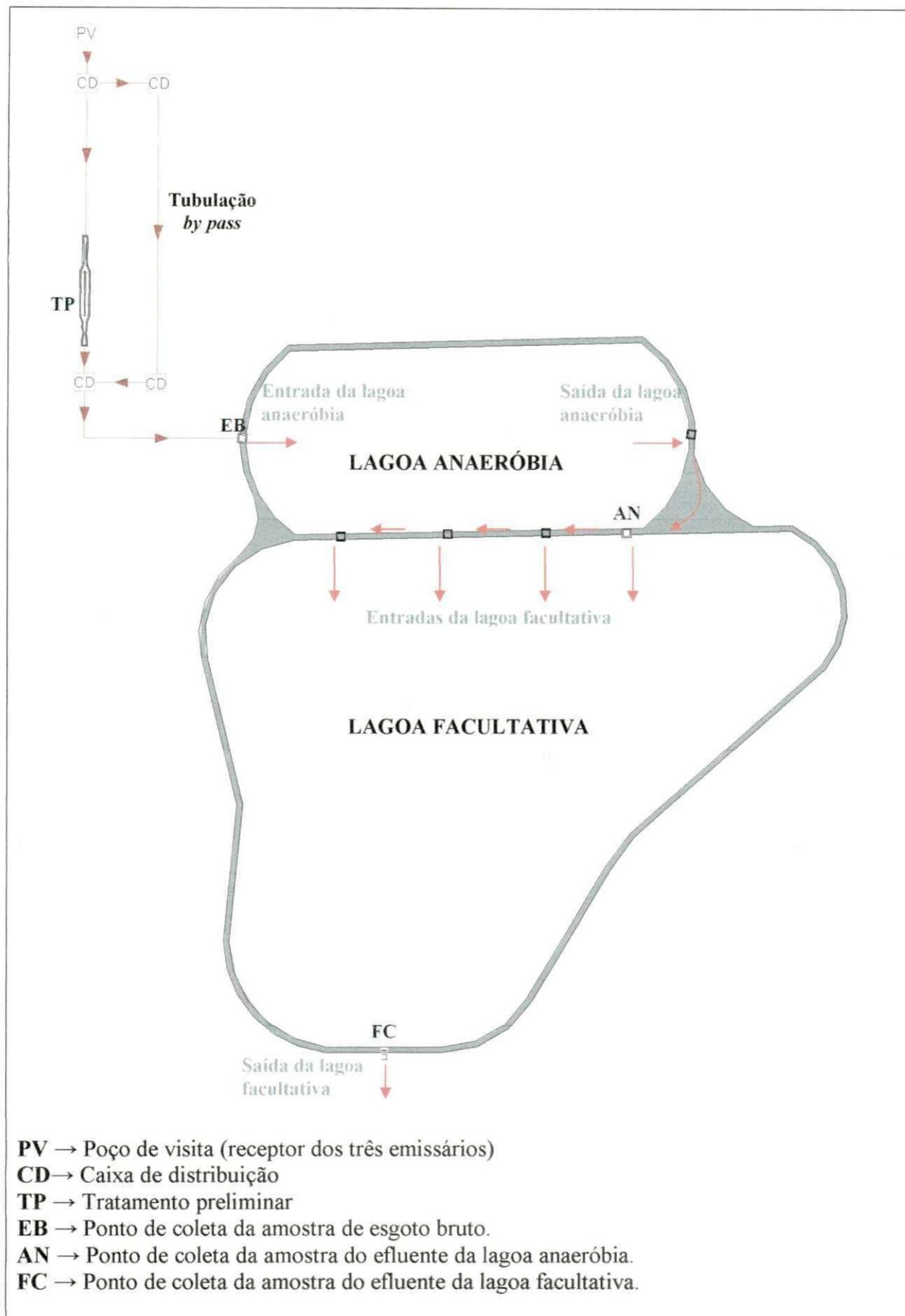


Figura 3.3 – Desenho esquemático das unidades de tratamento da ETE.

3.3 Descrição do sistema de tratamento

3.3.1 Características do sistema

A estação de tratamento foi projetada para tratar as águas residuárias de uma população estimada em 8400 habitantes dos quatro bairros da Zona Leste de Campina Grande, sendo esses os bairros Belo Monte e Jardim América e dois conjuntos habitacionais recém-ocupados. Os conjuntos habitacionais Glória I e Glória II, construídos para abrigar os moradores da antiga Favela da Cachoeira, são constituídos de 410 e 260 unidades habitacionais, respectivamente. Apresentam infra-estrutura básica, formada por sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário, drenagem de águas pluviais, pavimentação, energia, coleta de lixo e sistema de transporte coletivo, com previsão de construção de locais comunitários como escola, posto de saúde e creche. A ETE é composta de tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia), calha parshall e de duas lagoas, sendo uma anaeróbia e uma facultativa secundária.

O gradeamento é constituído por grade média, com 10 barras retangulares com dimensões das secções transversais de 5/16" x 2" (7,9 mm x 50 mm), inclinação de 45°, espaçamento livre entre barras de 25 mm, velocidade máxima prevista em projeto de 0,45 m/s e eficiência de 0,76. A caixa de areia é constituída de dois canais paralelos, com comprimento de 5,15 m, largura de cada canal 0,40 m e profundidade do depósito de areia de 0,23 m, com remoção manual quinzenal. Para a medição da vazão a estação conta com uma calha parshall com uma garganta $W = 6''$ (15 cm), cuja vazão mínima é 1,4 l/s e a máxima 107 l/s (CAGEPA, 2005). Na Tabela 3.1 estão apresentadas as características de projeto das lagoas anaeróbia e facultativa secundária. O efluente tratado do sistema é direcionado para o Riacho Cardoso, em cujas adjacências se localiza a ETE.

Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais da ETE.

Características	Lagoa anaeróbia (AN)	Lagoa facultativa(FC)
Área (m ²)	1.020	3.362
Volume (m ³)	3.570	6.724
Profundidade (m)	3,5	2,0
Vazão média afluyente (m ³ /dia)	1.019,52	1.019,52
TDH (dias)	3,5	6
Carga orgânica superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	-	410

Fonte: CAGEPA, 2005

3.3.2 Alimentação do sistema

A ETE recebe águas residuárias de três emissários, transportando o primeiro (E-I) a contribuição do bairro Glória II, o segundo (E-II) a contribuição dos bairros Jardim América e Glória I e o terceiro (E-III) a contribuição do Belo Monte (Figura 3.4). Essas águas residuárias chegam à caixa de distribuição através de 3 tubulações de 300 mm de diâmetro, sendo depois transportadas para o conjunto grade de barras e caixa de areia. Uma tubulação (*hy pass*) de Ø 300 mm é disposta para conduzir o esgoto bruto diretamente à lagoa anaeróbia sem passar pelo tratamento preliminar (Figura 3.5).

A lagoa anaeróbia recebe o esgoto vindo do tratamento preliminar por uma tubulação submersa, de ferro fundido com diâmetro de 300 mm, sendo o nível de descarga da tubulação a 60 cm de altura do fundo da lagoa (Figuras 3.6 e 3.7). O efluente da lagoa anaeróbia passa pelo dispositivo de saída (Figura 3.8) e escoar por um canal de passagem, que alimenta a lagoa facultativa através de quatro pontos de entrada construídos com tubulação de ferro fundido submersa, de 200 mm de diâmetro, sendo o nível de descarga da tubulação a 60 cm de altura do fundo da lagoa (Figura 3.9). O efluente da lagoa facultativa é descarregado através de um dispositivo de saída (Figura 3.10), constituído por uma caixa de concreto colocada junto ao dique no ponto de descarga onde existe um vertedor triangular (Figura 3.11). Da soleira da caixa uma canalização transporta o efluente final para o corpo receptor (Riacho Cardoso). Atualmente, o referido corpo receptor recebe águas pluviais, águas residuárias tratadas e *in natura* de parte dos bairros que não possuem sistema de esgotamento sanitário.

Em outubro de 2006 a ETE passou a receber contribuição de esgotos dos bairros Glória I e Glória II começando a sangrar, no vertedor localizado na saída da lagoa facultativa, no início de Janeiro de 2007. Atualmente, a estação recebe, também, águas residuárias de parte das comunidades do Belo Monte e Jardim América.

Durante parte do período de estudo (07/03/07 à 24/05/07) o esgoto bruto não estava passando pelo tratamento preliminar, devido à continuidade das obras, sendo conduzido, através da tubulação *hy pass*, diretamente para a lagoa anaeróbia. No final do mês de maio (28/05/07), logo após o término das obras, a unidade de tratamento preliminar começou a funcionar.

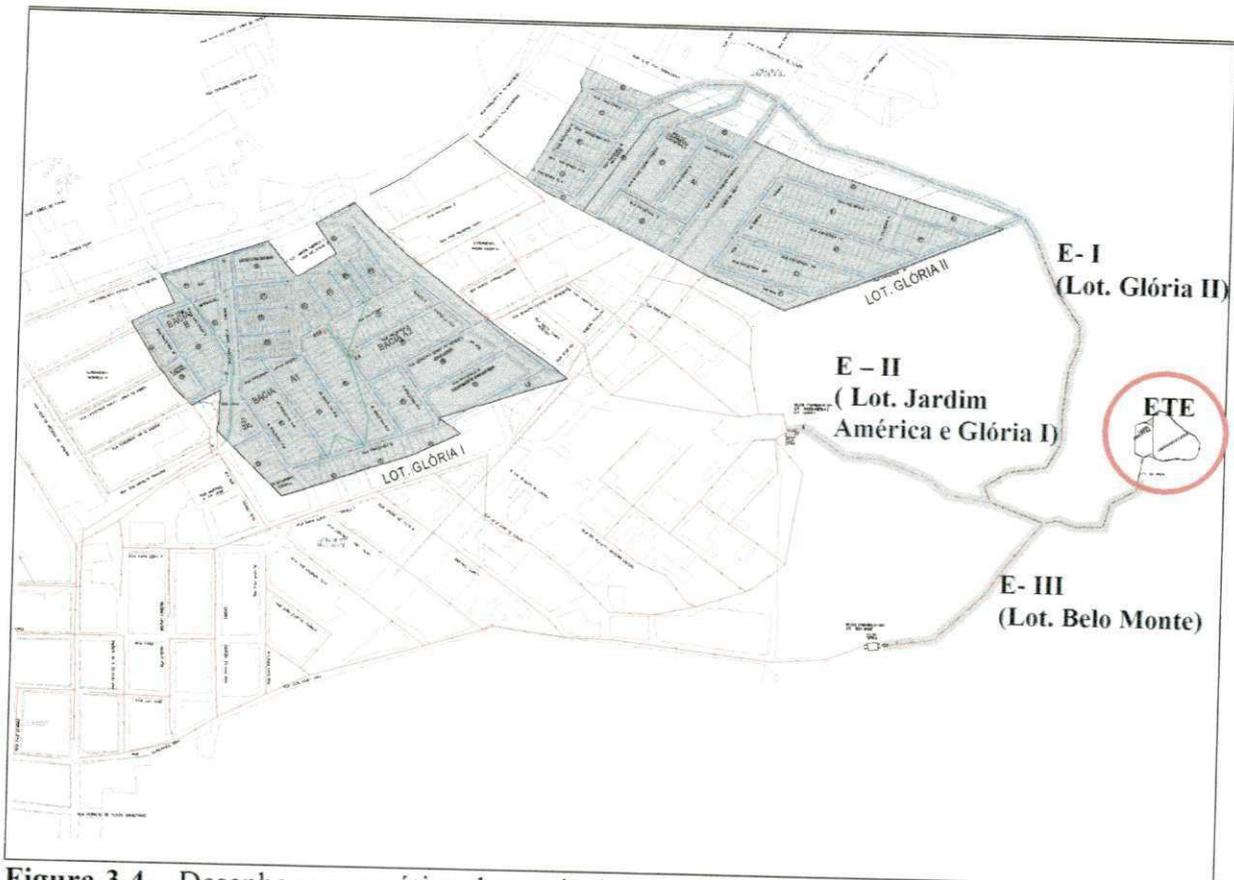


Figura 3.4 – Desenho esquemático dos emissários de contribuição dos bairros Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte.



Figura 3.5 – Distribuição das águas residuárias na estação de tratamento. (→) através do by-pass e (→) através do tratamento preliminar.



Figura 3.6 – Alimentação da lagoa anaeróbia.

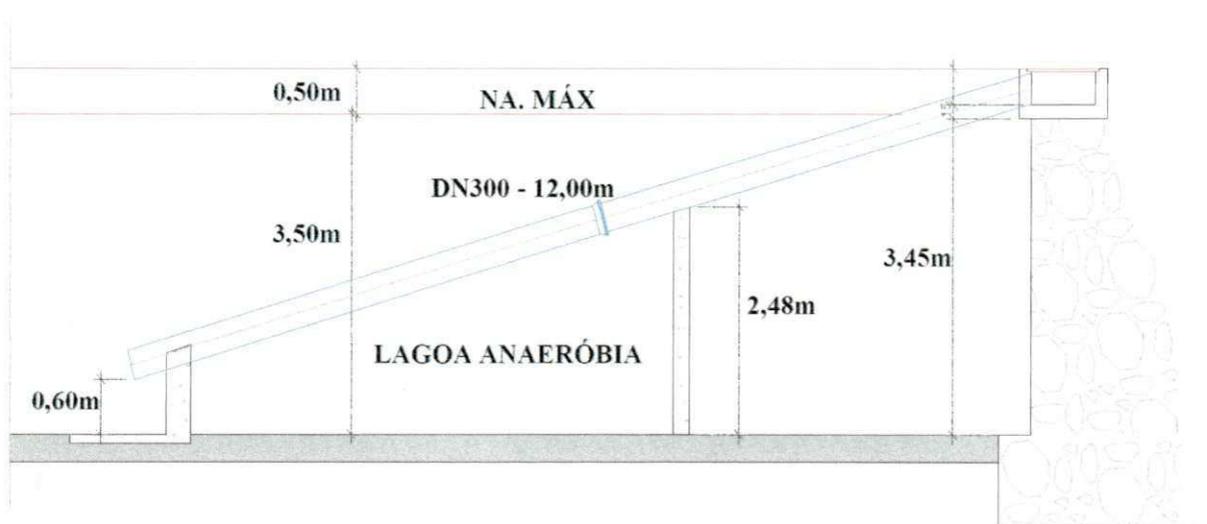


Figura 3.7 – Desenho esquemático e dados de projeto (CAGEPA, 2005) do dispositivo de entrada da lagoa anaeróbia.

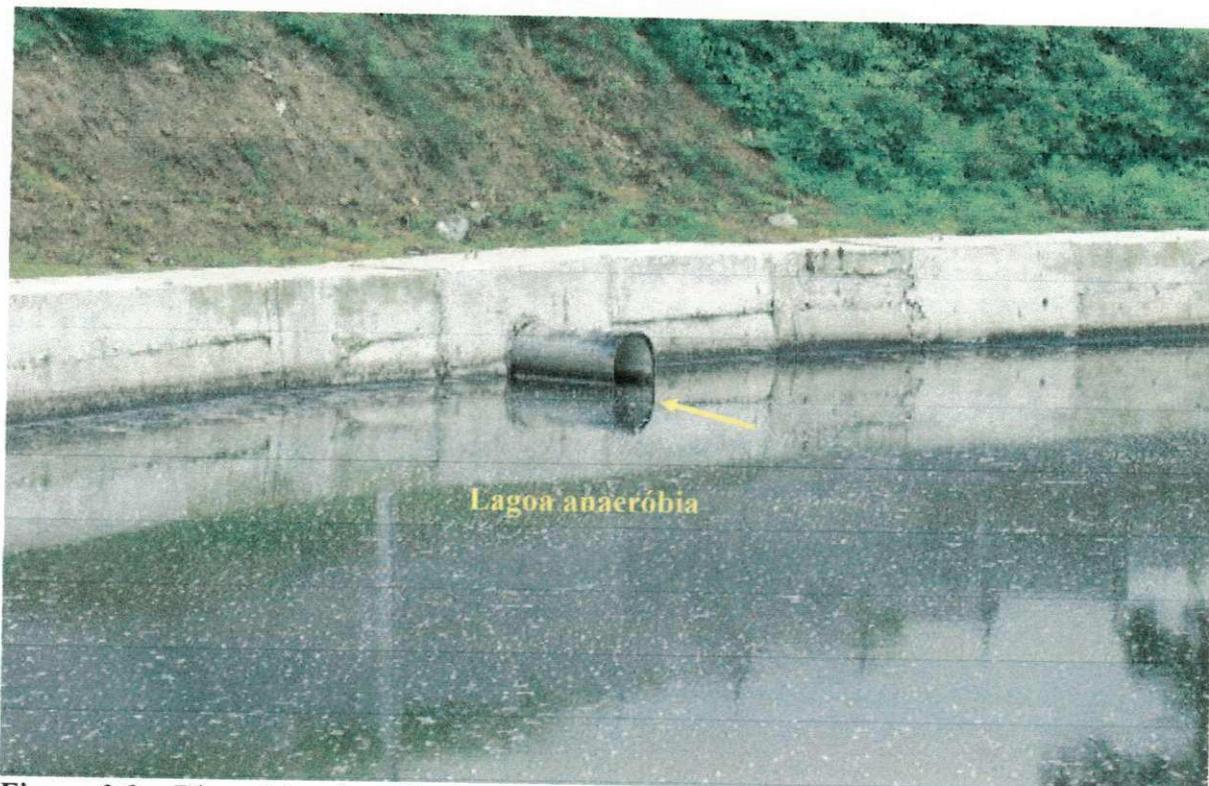


Figura 3.8 – Dispositivo de saída do efluente da lagoa anaeróbia.

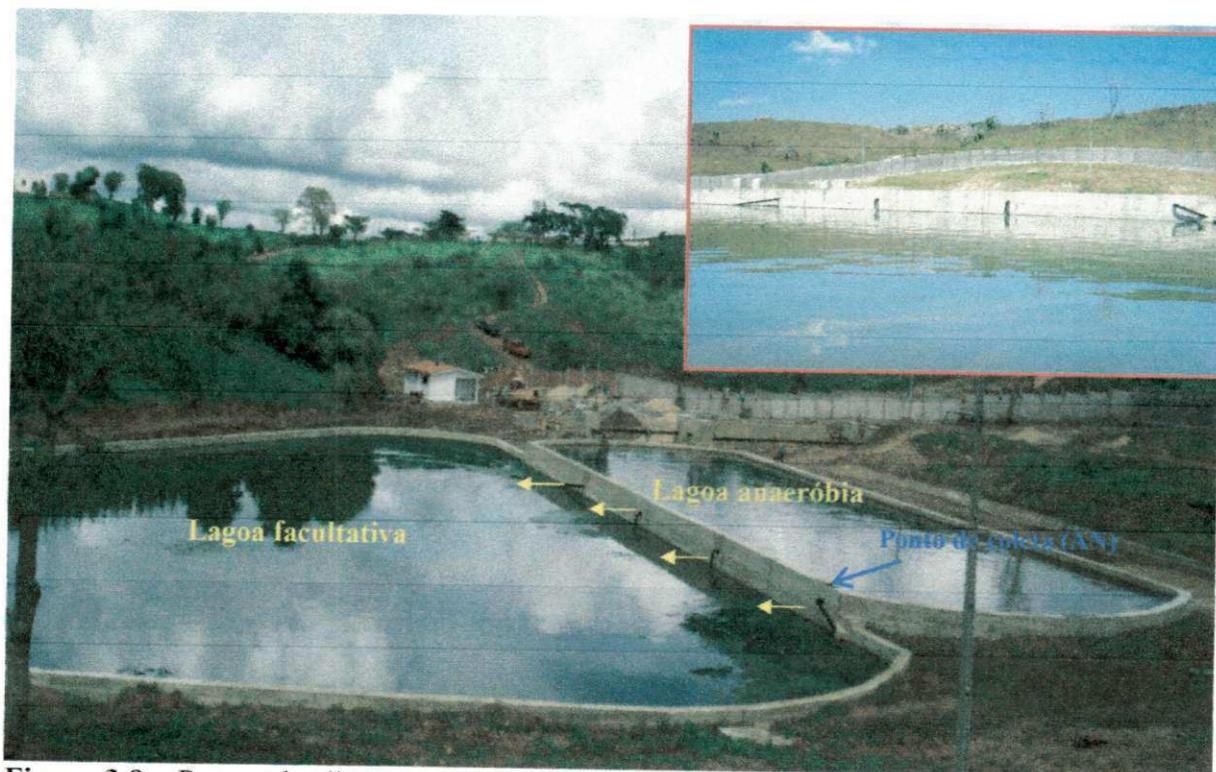


Figura 3.9 – Pontos de alimentação da lagoa facultativa com o efluente da lagoa anaeróbia.

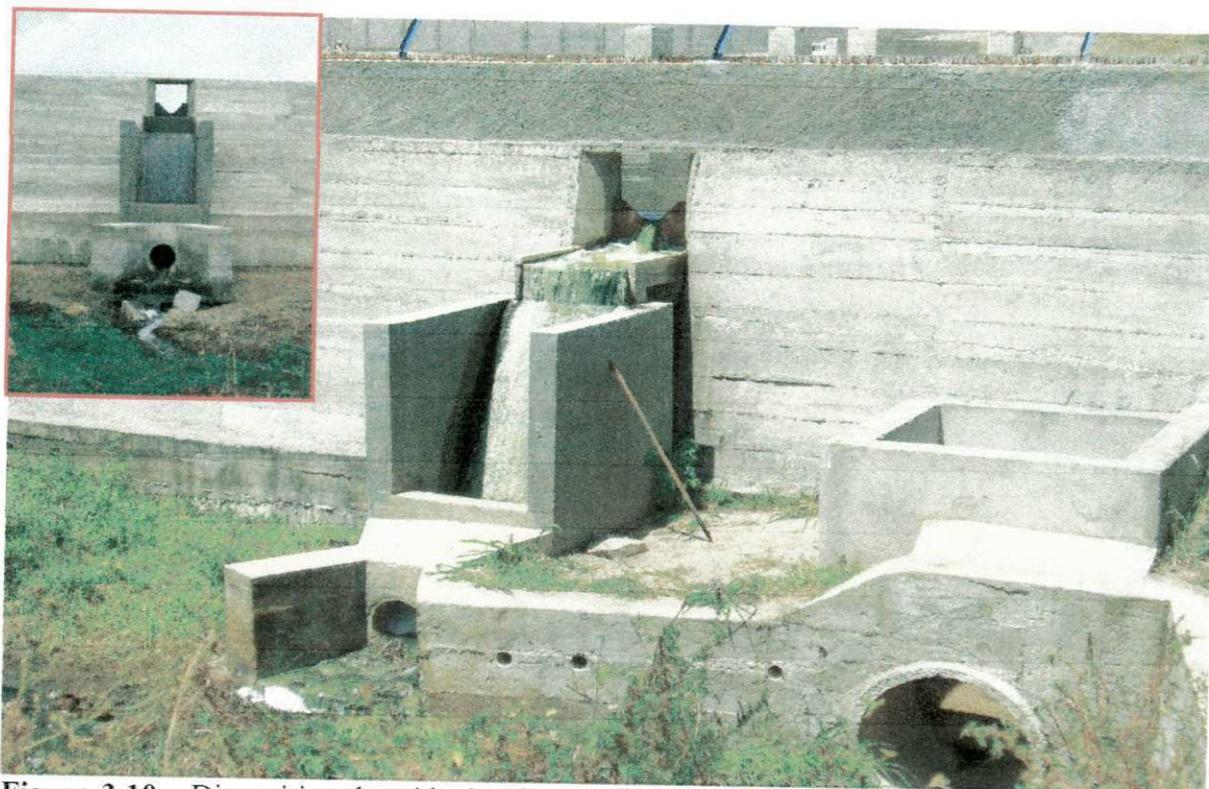


Figura 3.10 – Dispositivo de saída do efluente da lagoa facultativa.

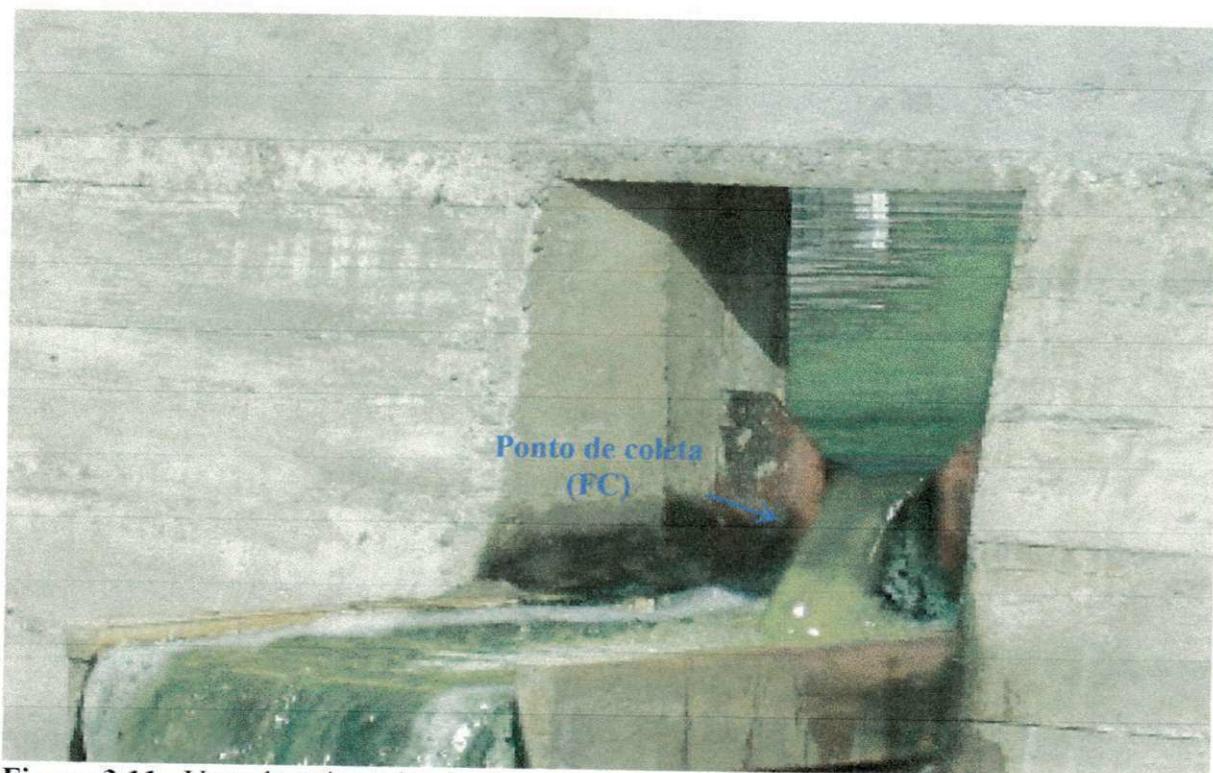


Figura 3.11 – Vertedor triangular do dispositivo de saída do efluente final.

3.4 Variáveis analisadas

A avaliação do desempenho operacional do sistema foi realizada através das variáveis pH, temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) em amostras brutas e filtradas, demanda química de oxigênio (DQO) em amostras brutas e filtradas, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), coliformes termotolerantes (CT) e ovos de helmintos.

As coletas das amostras de esgoto bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa foram realizadas duas vezes por semana, entre 8h e 10h 30min da manhã, no período de março a agosto de 2007, totalizando 32 coletas.

3.5 Coleta e preservação das amostras

Foram coletadas amostras em três pontos do sistema (Figura 3.2), na caixa de entrada da lagoa anaeróbia para a amostra do esgoto bruto (EB), no canal de passagem que alimenta a lagoa facultativa para o efluente da lagoa anaeróbia (AN) e no vertedor de saída da lagoa facultativa para a amostra do efluente final (FC).

Para as análises físico-químicas, as amostras eram coletadas com o auxílio de um balde e um funil e transferidas para garrafas plásticas limpas, com capacidade de 2L. Para a determinação do OD as amostras eram coletadas em frascos de DBO e imediatamente era procedida a fixação do oxigênio dissolvido com sulfato manganoso e alcali-iodeto-azida. As medidas de temperaturas das amostras eram feitas *in loco*, diretamente no balde coletor.

Para a análise microbiológica (coliformes termotolerantes), as amostras eram coletadas em garrafas de vidro, cor âmbar, com boca larga e capacidade para 1L, esterilizadas na estufa a 105 °C, com gargalo protegido com papel laminado.

Para a análise parasitológica (ovos de helmintos), eram utilizadas garrafas de plástico com capacidades de 2L (esgoto bruto), 5L (efluente da lagoa anaeróbia) e 10L (efluente da lagoa facultativa).

As medidas de lâmina d'água eram feitas na calha parshall e no vertedor de saída da lagoa facultativa, com a utilização de uma régua graduada.

As amostras, devidamente identificadas, eram encaminhadas para o Laboratório do PROSAB-UFCG (Programa Nacional de Pesquisas em Saneamento Básico), em Campina Grande (PB), onde todas as análises eram realizadas.

3.6 Métodos analíticos

As análises físico-químicas e microbiológica seguiram as recomendações descritas em APHA *et al.*, (1998). A quantificação de ovos de helmintos foi feita pelo método da sedimentação, seguindo os procedimentos descritos em WHO (1989) e KÖNIG (2001). Os métodos analíticos usados na determinação das variáveis aqui estudadas são apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Métodos analíticos empregados na determinação das variáveis estudadas.

VARIÁVEL	MÉTODO ANALÍTICO
TEMPERATURA (°C)	Termômetro de mercúrio marca INCOTERM com escala de 0 a 110°C.
pH	Método potenciométrico com medidor de pH marca CORNING, modelo pH meter 320.
OD (mg/L)	Método de Winkler com modificação azida.
DBO ₅ (mg/L) (amostras brutas e filtradas)	Diluição em frascos padrões de DBO com incubação a 20°C por 5 dias.
DQO (mg/L) (amostras brutas e filtradas)	Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica.
SST (mg/L)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de fibra de vidro com secagem em estufa a 105°C .
SSF (mg/L)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de fibra de vidro com ignição em mufla a 500°C .
SSV (mg/L)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de fibra de vidro com ignição em mufla a 500°C .
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100mL)	Membrana de filtração, utilizando meio de cultura m-FC da Difco e incubação a 44°C ± 0,5 durante 24h.
OVOS DE HELMINTOS (ovos/L)	Método da sedimentação utilizando tempo de sedimentação de 24 horas e identificação ao microscópio óptico comum, marca MEIJI.

3.7 Medição de vazões

A Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), empresa responsável pela operação da estação de tratamento, adquiriu um medidor de vazão do tipo ultra-sônico para ser instalado na calha parshall. No entanto, não foi possível sua instalação em virtude do estágio da obra não proporcionar, durante o período de estudo, as condições necessárias para instalação e operação do equipamento. Portanto, para a obtenção de dados de vazão da estação de tratamento, as estimativas foram feitas com base em medições de lâmina líquida realizadas na calha parshall que sucede a caixa de areia e no vertedor triangular instalado na saída da lagoa facultativa.

As medições da altura da lâmina líquida no vertedor triangular, foram efetuadas entre 7 de março e 3 de agosto de 2007, totalizando 32 leituras diárias. Foram realizadas três campanhas de medição de vazão efluente ao longo do ciclo diurno, sendo feitas leituras a cada 2 horas, das 7 às 17h. Com os valores da altura da lâmina (H) e através da Equação 3.1 (CAGEPA, 2005) foi possível estimar os dados de vazão efluente do sistema.

$$Q = 1,4 \times H^{3/2} \quad (\text{Equação 3.1})$$

As medições da altura da lâmina líquida da calha parshall foram efetuadas no ponto situado a 2/3 do início da garganta, entre 04 de junho e 3 de agosto de 2007, totalizando 12 leituras. Foram realizadas duas campanhas de medição de vazão afluente ao longo do ciclo diurno, sendo feitas leituras a cada 1 hora, das 7 às 17h. Com os valores da altura da lâmina (H) e através da Equação 3.2 (AZEVEDO NETTO; ALVAREZ, 1996), foi possível estimar os dados de vazão afluente do sistema.

$$Q = 2,2WH^{3/2} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Onde: W = Largura da garganta (W = 0,154 m)

3.8 Análises estatísticas

Para verificar a existência de valores que não fazem parte do conjunto de dados (valores discrepantes) foi aplicado o teste de Grubbs (SOKAL; ROHLF, 1981, 1995). Na verificação do ajuste dos dados à distribuição normal foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov a todas as amostras, utilizando o programa estatístico SPSS.

A todos os conjuntos de dados amostrais, de uma mesma variável, obtidos com a monitoração de rotina do esgoto bruto, dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa e da vazão, foi aplicada a análise da variância (ANOVA - Fator único), ao nível de significância de 5%, para determinar a existência ($F > F_{cr}$), ou não ($F < F_{cr}$), de diferenças significativas entre eles. O método gráfico GT-2, no qual uma igualdade estatística entre um par de valores médios é demonstrada pela intercessão dos respectivos limites de comparação e a diferença significativa fica evidenciada pela não intercessão desses limites, foi aplicado, de modo complementar, para demonstrar essas igualdades ou diferenças. O conjunto de dados esgoto bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa foram submetidos a análise de correlação para o estabelecimento da existência de correlações significativas ($\alpha = 0,01$ e $\alpha = 0,05$) entre as variáveis determinadas. No estudo dos parâmetros descritivos das variáveis estudadas, na análise de variância e na análise de correlação foi utilizada a planilha eletrônica do Microsoft Excel 2003. Com programa estatístico SPSS, foi aplicado o método gráfico BOX PLOT ao conjunto de dados de cada uma das variáveis estudadas.

4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Dados de vazão

Todos os conjuntos de dados de vazão do sistema foram submetidos ao teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov. Foi verificado que os conjuntos de dados obtidos durante a monitoração da ETE apresentaram distribuição normal, não sendo necessária a aplicação de transformações aos dados.

4.1.1 Vazão efluente

O conjunto de dados de vazão efluente foi obtido com leituras da altura da lâmina líquida no vertedor triangular, localizado na saída da lagoa facultativa e utilizando a Equação 3.1. A Figura 4.1 ilustra a variação temporal dos dados de vazão efluente diária.

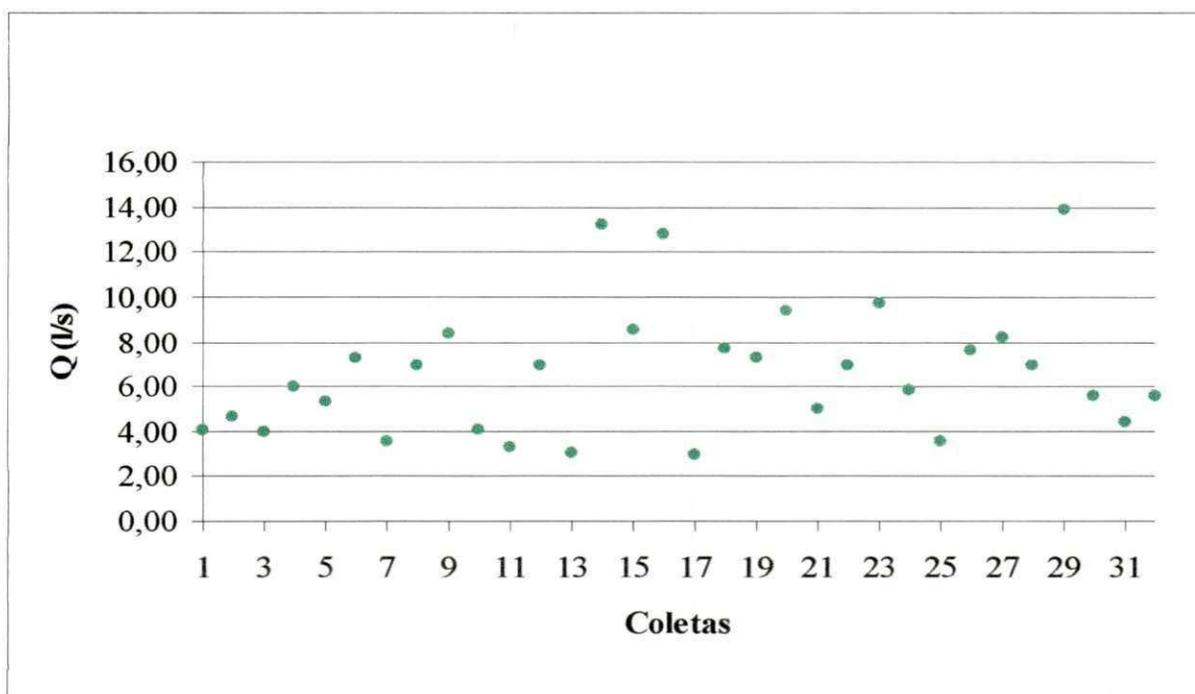


Figura 4.1 – Variação temporal dos dados de vazão efluente obtidos durante a monitoração de rotina da ETE, no período de 07/03/2007 a 03/08/2007.

A vazão média efluente obtida com as leituras da lâmina realizadas nos dias de monitoração de rotina, foi de 6,66 l/s ($Q_m = 575,42 \text{ m}^3/\text{dia}$). A Tabela 4.1 apresenta os dados de vazão, leituras da lâmina e dados de precipitação e evaporação.

Tabela 4.1 – Dados de vazão efluente obtidos com as leituras da lâmina líquida do vertedor triangular, de precipitação e evaporação, durante a monitoração de rotina da ETE, no período de março a agosto de 2007.

Coleta	Data	Precip. (*) (mm)	Evap. (**) (mm)	Lâmina (cm)	Q_{ef} (l/s)
1	7-mar	0	4,9	9,70	4,10
2	12-mar	0	6,5	10,20	4,65
3	14-mar	0	6,1	9,60	4,00
4	19-mar	9,3	3,0	11,30	6,01
5	21-mar	0	3,6	10,80	5,37
6	26-mar	3,2	4,5	12,20	7,28
7	28-mar	0	3,8	9,20	3,59
8	2-abr	0	7,7	12,00	6,98
9	4-abr	0	3,3	12,90	8,37
10	9-abr	0	7,3	9,70	4,10
11	11-abr	1,3	11,8	8,90	3,31
12	16-abr	0	8,3	12,00	6,98
13	18-abr	0,2	7,3	8,60	3,04
14	23-abr	0,1	1,2	15,50	13,24
15	17-mai	0	4,7	13,00	8,53
16	22-mai	3,5	8,4	15,30	12,82
17	24-mai	6,2	3,4	8,50	2,95
18	28-mai	0	3,7	12,50	7,73
19	30-mai	0	6,7	12,20	7,28
20	4-jun	0	3,7	13,50	9,37
21	11-jun	0	5,9	10,50	5,00
22	13-jun	19,2	4,4	12,00	6,98
23	18-jun	0,8	3,5	13,70	9,73
24	20-jun	0,8	3,5	11,20	5,88
25	4-jul	0,8	3,8	9,20	3,59
26	9-jul	1,9	5,6	12,40	7,58
27	11-jul	4,2	6,0	12,80	8,21
28	19-jul	0	14,4	12,00	6,98
29	24-jul	2,6	3,2	15,80	13,89
30	26-jul	0	5,3	11,00	5,62
31	30-jul	0	3,0	10,00	4,43
32	3-ago	0	4,0	11,00	5,62

(*) Fonte: AESA –PB, Estação Campina Grande - PB (EMBRAPA) (2007)

(**) Fonte: Embrapa, Campina Grande–PB. Evaporação do tanque Classe A (2007)

4.1.1.1 Vazão horária efluente (perfil diurno)

Foram realizados três perfis diurnos, com leituras da vazão efluente, a cada duas horas, no período de 7 às 17h. A Figura 4.2 ilustra as curvas de variação da vazão média efluente da ETE, ao longo do dia. As vazões médias efluentes no 1º, 2º e 3º perfis foram 6,79, 5,24 e 7,32 l/s, respectivamente. Assim, a vazão média diária efluente obtida foi de 6,45 l/s, podendo ser observado que esse valor foi próximo ao da média das vazões diárias (6,66 l/s) significando que essas vazões obtidas com as leituras da lâmina líquida nos 32 dias de monitoração de rotina são representativas da vazão diária efluente da ETE.

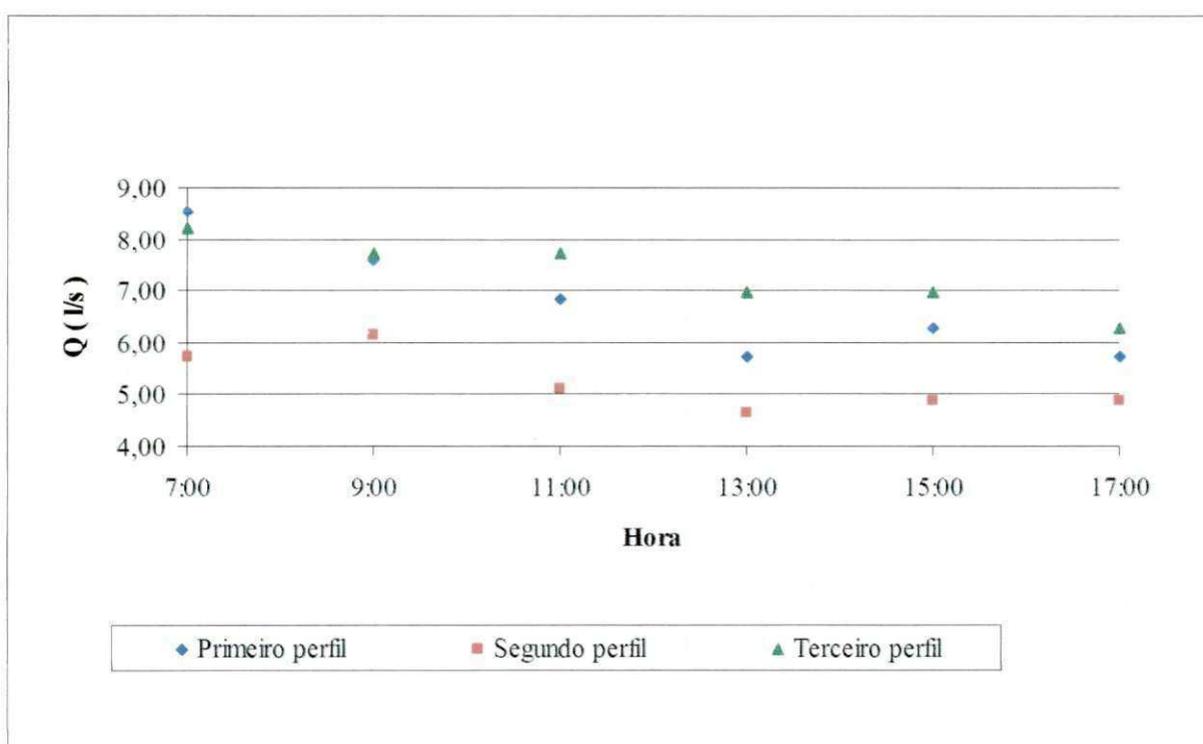


Figura 4.2 – Variação da vazão efluente da ETE ao longo do dia, com base nos três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007.

A análise de variância (ANOVA), de fator único, ao nível de significância de 5%, aplicada entre os conjuntos de dados de vazão dos três perfis e os dados de vazão obtidos nos dias de monitoração de rotina, demonstrou que não houve diferenças significativas entre eles (Tabela 4.2). A análise comparativa entre os conjuntos de dados da vazão efluente dos três perfis, demonstrou que houve diferenças significativas entre eles (Tabela 4.3).

Tabela 4.2 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão efluente da ETE, obtidos durante os três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007, e durante a monitoração de rotina da ETE.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	14,56335	3	4,85445	0,838563	0,479721	2,806845
Dentro dos grupos	266,2944	46	5,789008			
Total	280,8577	49				

Tabela 4.3 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão efluente da ETE, obtidos durante os três perfis realizados nos dias 20/04/2007, 01/06/2007 e 13/07/2007.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	14,03277	2	7,016385	10,29761	0,001532	3,68232
Dentro dos grupos	10,22041	15	0,68136			
Total	24,25317	17				

4.1.2 Vazão afluente

A vazão afluente à ETE pode ser estimada utilizando os dados de vazão efluente ao realizar o balanço hídrico e, também, através de leituras da lâmina líquida na calha parshall localizada a jusante do tratamento preliminar.

Com o valor da vazão média efluente (6,66 l/s) obtida através das leituras de lâmina líquida no vertedor triangular instalado na saída da lagoa facultativa e realizando um balanço hídrico, entre as contribuições de esgoto, de evaporação e de precipitação na área útil das lagoas nos dias de coleta foi possível estimar a vazão média afluente a ETE. A infiltração não foi considerada, pois as lagoas foram construídas em concreto ciclópico aditivado para tornar a estrutura estanque e, no fundo destas, foi aplicado um material impermeabilizante. A área útil da lagoa anaeróbia é de 1020 m² e a da lagoa facultativa é 3362 m² (Tabela 3.1), assim, a área útil total é 4382 m². A precipitação e a evaporação totais referentes aos 32 dias de coleta foram 54,1 mm e 172,5 mm, respectivamente (Tabela 4.1).

- Estimativa do volume de contribuição total (V_{Ct}), nos 32 dias de monitoração de rotina.

$$V_{Ct} = V_{\text{esgoto}} + V_{\text{Evt}} - V_{\text{Pt}}$$

$$V_{Ct} = 18413,57 + 755,90 - 237,07 \rightarrow V_{Ct} = 18932,4 \text{ m}^3$$

Onde : V_{esgoto} = volume de contribuição do esgoto (m³);

V_{Pt} = volume de contribuição da precipitação (m³);

V_{Evt} = volume de contribuição da evaporação (m³).

Com volume de contribuição total do sistema foi possível obter a vazão média afluente da ETE.

$$Q_{m_{af}} = \frac{18932,4m^3}{32\text{dias}} = 591,64m^3 / \text{dia} = 0,00685m^3 / s \rightarrow Q_{m_{af}} = 6,85 \text{ l/s}$$

Após o término das obras na ETE, no dia 28 de maio, começaram a funcionar as unidades de tratamento preliminar e a calha parshall, através da qual as águas residuárias têm acesso à ETE. Foi obtido um conjunto de dados de vazão afluente à ETE, com 12 leituras da altura da lâmina líquida a 2/3 do início da garganta da calha, realizadas da 20ª à 32ª datas de coleta. Com a aplicação da Equação 3.2, foi possível estimar os valores de vazão afluente (Tabela 4.4). A Figura 4.3 ilustra a variação temporal dos dados de vazão afluente, obtidos durante a monitoração da ETE. A vazão média afluente, obtida a partir das medições de rotina da vazão, foi $Q_{m_{af}} = 9,78 \text{ l/s}$.

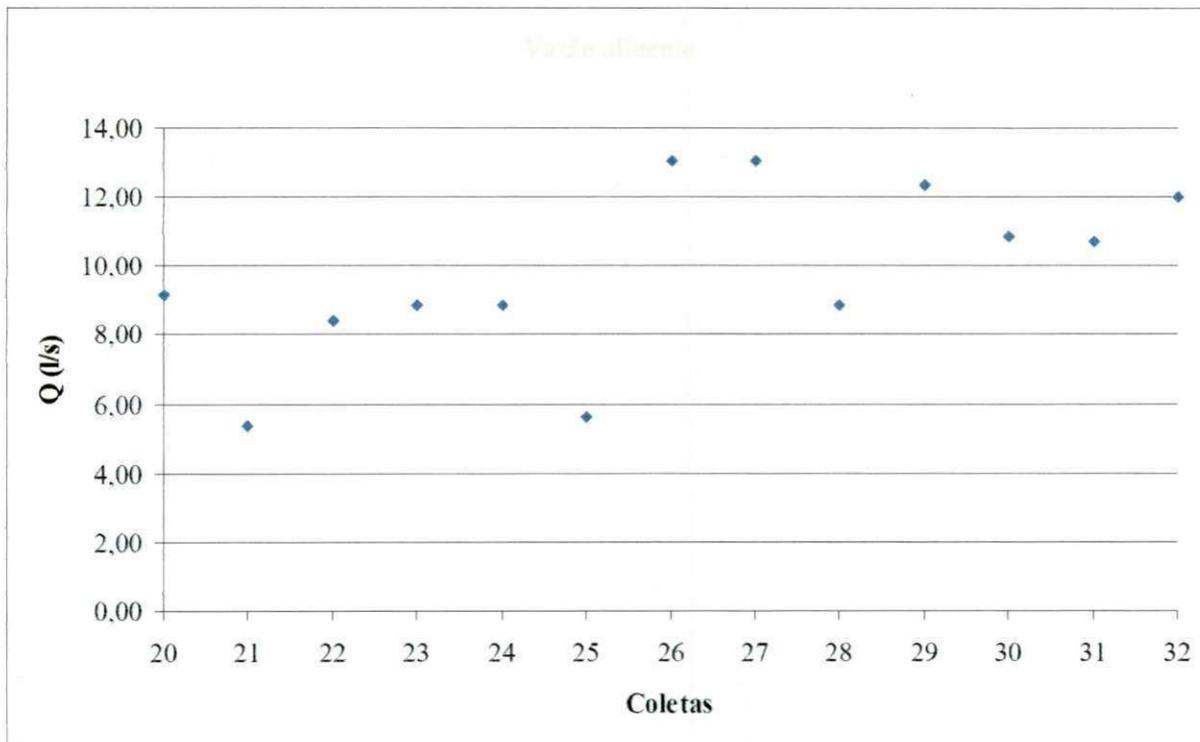


Figura 4.3 – Variação temporal dos dados de vazão afluente obtidos durante a monitoração de rotina da ETE, entre a 20ª e a 32ª datas de coleta, no período de 04/06/2007 a 03/08/2007.

Tabela 4.4 – Dados de vazão afluente obtidos com as leituras da lâmina na calha parshall, durante a monitoração de rotina da ETE, entre a 20ª e a 32ª datas de coleta, no período de 04/06/2007 a 03/08/2007.

Coleta	Data	Lâmina (cm)	Q _{af} (l/s)
20	4-jun	9,00	9,15
21	11-jun	6,30	5,36
22	13-jun	8,50	8,40
23	18-jun	8,80	8,84
24	20-jun	8,80	8,84
25	4-jul	6,50	5,61
26	9-jul	11,40	13,04
27	11-jul	11,40	13,04
28	19-jul	8,80	8,84
29	24-jul	11,00	12,36
30	26-jul	10,10	10,87
31	30-jul	10,00	10,71
32	3-ago	10,80	12,02

4.1.2.1 Vazão horária afluente (perfil diurno)

Foram realizados dois perfis diurnos, com leituras de vazão afluente a cada hora, no período de 7 às 17h. A Figura 4.4 ilustra as curvas de variação da vazão afluente, ao longo do dia.

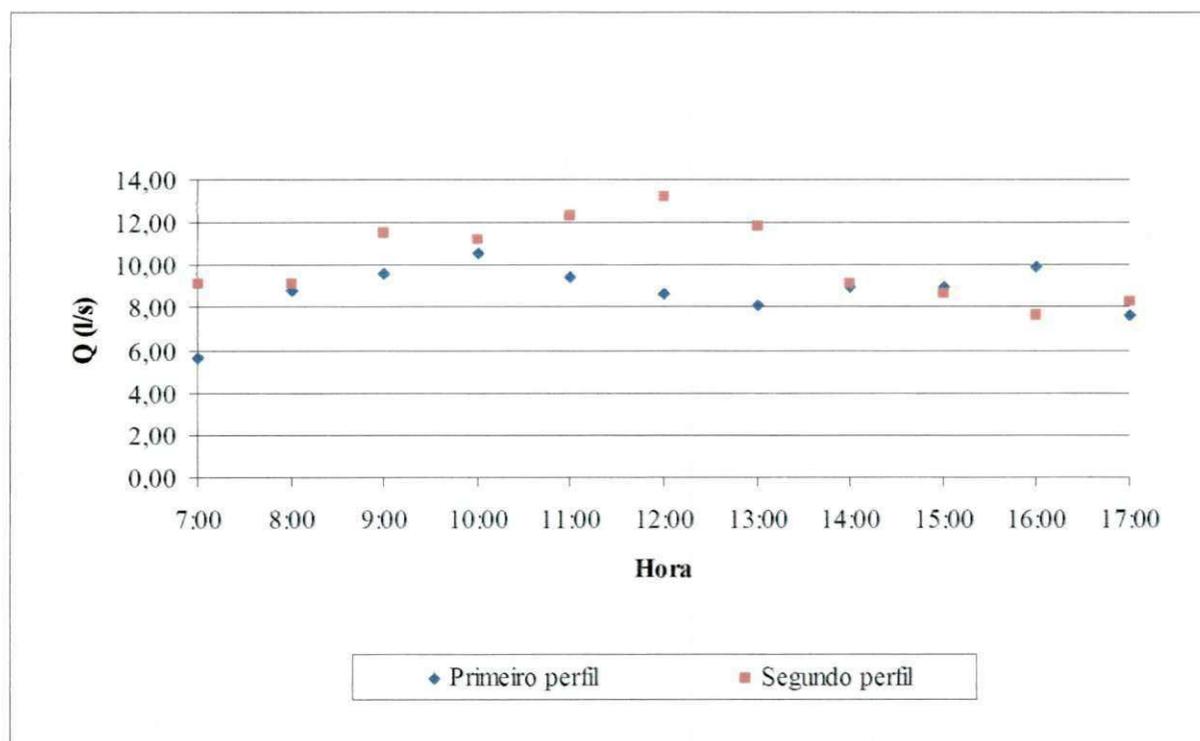


Figura 4.4 – Variação da vazão afluente da ETE ao longo do dia, obtida nos dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007.

As vazões médias afluentes do 1º e 2º perfis foram 8,77 e 10,20 l/s, respectivamente. Assim, a vazão média diária obtida com os conjuntos de dados dos perfis foi de 9,48 l/s, sendo este valor próximo ao da média das vazões diárias (9,78 l/s) obtidas a partir das medidas de lâminas líquidas na calha parshall durante a monitoração de rotina.

A todos os conjuntos de dados amostrais de vazões afluentes foi aplicada a análise de variância (ANOVA), de fator único, ao nível de significância de 5%. As análises comparativas entre os conjuntos de dados de vazão dos dois perfis (Tabela 4.5) e entre os conjuntos de dados de vazão dos perfis e dos dias de monitoração (Tabela 4.6), demonstraram que não houve diferenças significativas entre eles.

Tabela 4.5 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão afluente da ETE, obtidos durante os dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007, respectivamente.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	11,29107	1	11,29107	4,3025644	0,051179	4,351243
Dentro dos grupos	52,48529	20	2,624265			
Total	63,77636	21				

Tabela 4.6 – Resumo da análise da variância (ANOVA) aplicada aos conjuntos de dados de vazão afluente da ETE, obtidos durante os dois perfis realizados nos dias 01/06/2007 e 13/07/2007, e durante os dias de monitoração de rotina da ETE.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	11,99152	2	5,995761	1,4830665	0,242124	3,294537
Dentro dos grupos	129,37	32	4,042814			
Total	141,3616	34				

4.1.3 Vazão média diária da ETE

Como anteriormente discutido, não foi possível obter dados de vazão afluente através do medidor ultra-sônico. Portanto, as medidas de vazões foram feitas na calha parshall da unidade de tratamento preliminar e no vertedor triangular localizado na saída da lagoa facultativa. Durante o período de monitoração, a calha pode ter sofrido influência da falta de manutenção da grade de barras e da caixa de areia; já o vertedor começou a sangrar logo depois do início de operação da ETE, portanto, para efeito de cálculo foi considerada a vazão média medida no vertedor triangular. Considerando, ainda, a obtenção do maior número de dados amostrais e que as lagoas funcionam como reservatórios regularizadores de vazão, o valor da vazão média diária considerado representativo para a ETE é de **6,85 l/s** (591,64

m³/dia), obtido a partir de leituras da lâmina líquida do vertedor durante os 32 dias de monitoração de rotina do sistema.

Almeida (2007) estudando os coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e de contribuição em projetos de esgotamento sanitário em comunidades de baixa renda, relatou um coeficiente de retorno esgoto/água de 0,81 para os conjuntos habitacionais Glória I e Glória II. Com a contribuição média diária de esgoto de 591,64 m³ e o coeficiente de retorno esgoto/água de 0,81 foi possível estimar um consumo médio diário de água de 730,42 m³ para os bairros Glória I, Glória II, Belo Monte e Jardim América.

Considerando a população total de projeto de 8400 habitantes, o consumo médio *per capita* é de 86,95 l/hab.dia para os quatro bairros populares em estudo, valor próximo ao encontrado por Almeida (2007) ao relatar um consumo médio *per capita* de 90 l/hab.dia para os conjuntos habitacionais Glória I e Glória II. Segundo o autor, o valor encontrado, abaixo do adotado em projetos, pode ter sido influenciado por fatores como, o alto índice de hidrometração, um sistema de cobrança eficaz, a prática de orientação educacional aos usuários do sistema de abastecimento, além dos costumes, nível de renda e escolaridade da população.

Convém ressaltar que a população total contribuinte, durante o período de estudo, é inferior ao atribuído no projeto, pois durante a monitoração de rotina, a ETE estava recebendo contribuição dos conjuntos habitacionais (Glória I e Glória II) e de parte dos outros dois bairros contribuintes. Isto pode ter influenciado para que o valor do consumo médio per capita, aqui encontrado, tenha sido um pouco inferior ao relatado por Almeida (2007).

4.2 Análise estatística das variáveis físico-químicas e biológicas

No período de março a agosto de 2007, foram realizadas 32 coletas no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) do sistema. Ao aplicar o teste de Grubbs (SOKAL; ROHLF, 1981, 1995) ao conjunto de dados das variáveis analisadas no estudo do desempenho da ETE, foi verificada a existência de apenas um valor discrepante, por variável, com exceção das variáveis temperatura e DQO (Bruta e filtrada). Ao aplicar o teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi verificado que os conjuntos de dados das variáveis analisadas apresentaram distribuição normal, com exceção dos dados de temperatura do efluente da lagoa anaeróbia (AN) e temperatura, OD e ovos de helmintos do efluente da lagoa facultativa (FC). A esses dados foram aplicadas transformações logarítmicas para obter

a distribuição normal. A Tabela 4.7 apresenta o número de dados amostrais, o valor médio, o desvio padrão e os valores máximo e mínimo das variáveis estudadas.

Tabela 4.7 – Parâmetros estatísticos descritivos das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

VARIÁVEIS		N	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
TEMPERATURA (°C)	EB	32	25	30	28	1,37
	AN	32	26	29	28	1,27
	FC	32	25	28	26	0,80
pH	EB	31	6,43	7,86	6,92	0,32
	AN	31	6,32	7,59	6,94	0,27
	FC	31	6,77	8,18	7,41	0,36
OD (mg/L)	FC	31	0	1,75	0,12	0,39
DBO (mg/L)	EB	31	257	655	454	89,43
	AN	31	34	204	114	38,39
	FC	31	28	60	44	8,18
DBO filtrada (mg/L)	EB	31	69	236	157	46,02
	AN	31	11	117	69	25,98
	FC	31	5	19	10	3,16
DQO (mg/L)	EB	32	728	934	817	48,24
	AN	32	143	489	267	80,40
	FC	32	108	264	183	44,91
DQO filtrada (mg/L)	EB	32	156	475	297	97,58
	AN	32	73	239	148	40,31
	FC	32	20	130	64	25,35
SST (mg/L)	EB	31	340	1010	575	159,43
	AN	31	21	187	97	44,49
	FC	31	73	196	122	31,74
SSF (mg/L)	EB	31	10	200	84	51,15
	AN	31	1	37	14	9,99
	FC	31	1	37	16	9,84
SSV (mg/L)	EB	31	280	867	491	135,91
	AN	31	19	180	83	42,49
	FC	31	53	164	106	27,42
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100mL)	EB	31	1,00E+07	2,20E+08	7,80E+07	5,73E+07
	AN	31	5,00E+05	7,00E+06	3,78E+06	1,82E+06
	FC	31	1,15E+05	1,24E+06	4,17E+05	2,96E+05
OVOS DE HELMINTOS (ovos/L)	EB	31	280	5800	1842	1353,59
	AN	31	10	842	218	192,76
	FC	31	0	72	5	19,46

A todos os conjuntos de dados amostrais, de uma mesma variável, foi aplicada a análise da variância (ANOVA) de fator único, ao nível de significância de 5%, para determinar a existência ($F > F_{cr}$), ou não ($F < F_{cr}$), de diferenças significativas entre eles. A Tabela 4.8 apresenta os valores da estatística F determinada para cada variável e o correspondente parâmetro crítico F_{cr} . Foi verificado que os resultados apresentaram a existência de diferenças significativas para todas as variáveis estudadas. O método gráfico GT-2 foi aplicado, de modo complementar, para demonstrar as igualdades ou diferenças.

Tabela 4.8 – Valores da estatística F e do parâmetro F_{cr} , obtidos com a aplicação da análise de variância (ANOVA), aos conjuntos de dados amostrais das variáveis de monitoração do esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

VARIÁVEIS	F	F_{cr}
Temperatura	13,00536	3,094337
pH	22,75385	3,097698
DBO ₅	469,492	3,097698
DBO ₅ filtrada	180,7003	3,097698
DQO	1037,651	3,094337
DQO filtrada	111,6357	3,094337
SST	236,8898	3,097698
SSF	52,63768	3,097698
SSV	232,2885	3,097698
Coliformes termotolerantes	54,5247	3,097698
Ovos de helmintos	48,65395	3,097698

4.2.1 Temperatura

Com base nos dados apresentados na Tabela 4.7 foi verificado que não houve diferença nos valores de temperaturas médias do aflente EB e do efluente da lagoa AN, sendo de 28°C e apresentando desvios padrões de 1,27 e 1,37°C, respectivamente. O valor médio da temperatura do efluente da lagoa FC foi de 26°C com o pequeno desvio de 0,80°C, chegando a um valor máximo de 28°C, no dia 21 de março. A Figura 4.5 ilustra a variação temporal da temperatura no aflente EB e efluentes da lagoas AN e FC, no período de março a agosto de 2007. As faixas de temperaturas observadas são ideais para a degradação da matéria orgânica pelo metabolismo bacteriano, o que era esperado, por serem valores típicos de corpos aquáticos em regiões de clima tropical.

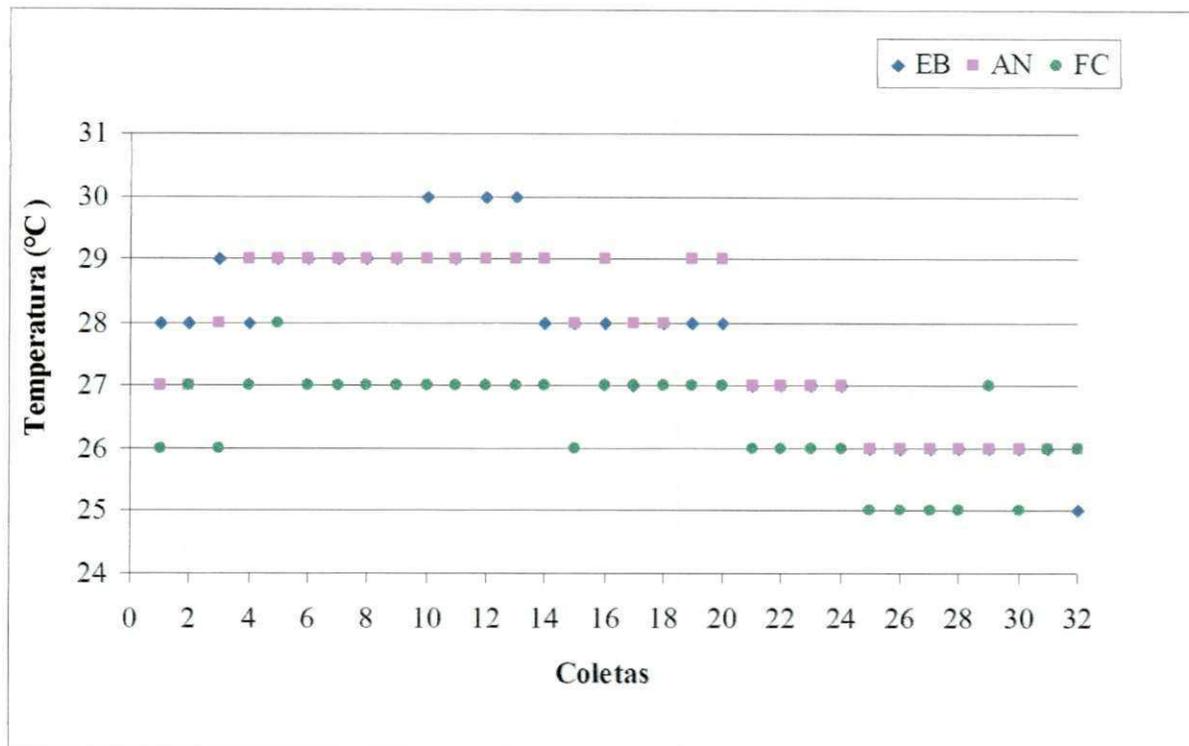


Figura 4.5 – Variação temporal das medidas de temperatura obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

4.2.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

As medidas de pH se mostraram próximas à neutralidade, fato que também pode ser observado na Figura 4.6.a que ilustra a variação temporal dos valores de pH medidos no afluente EB e efluentes AN e FC. Os valores médios encontrados foram de 6,92 para o EB, 6,94 e 7,41 para os efluentes AN e FC, respectivamente. A grande frequência de valores próximos da neutralidade ocorreu principalmente no efluente AN, o que é muito bom, em reatores anaeróbios, para manter o equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e as bactérias metanogênicas, responsáveis pela digestão anaeróbia da matéria orgânica.

A Figura 4.6.b representada pelo gráfico BOX PLOT, ilustra a distribuição de frequência, para o afluente EB e efluentes AN e FC. Foi observado o aumento gradual do valor de pH, típico de lagoas de estabilização em série. No efluente FC o acréscimo dos valores de pH está associado ao processo de fotossíntese do fitoplâncton que, ao consumir o dióxido de carbono dissolvido presente na massa líquida, libera hidroxilas responsáveis pelo aumento do pH. Foram identificados valores discrepantes (outliers) representados por "+" correspondentes aos maiores valores (7,80 e 7,86) no afluente EB e ao menor valor (6,32) no efluente AN.

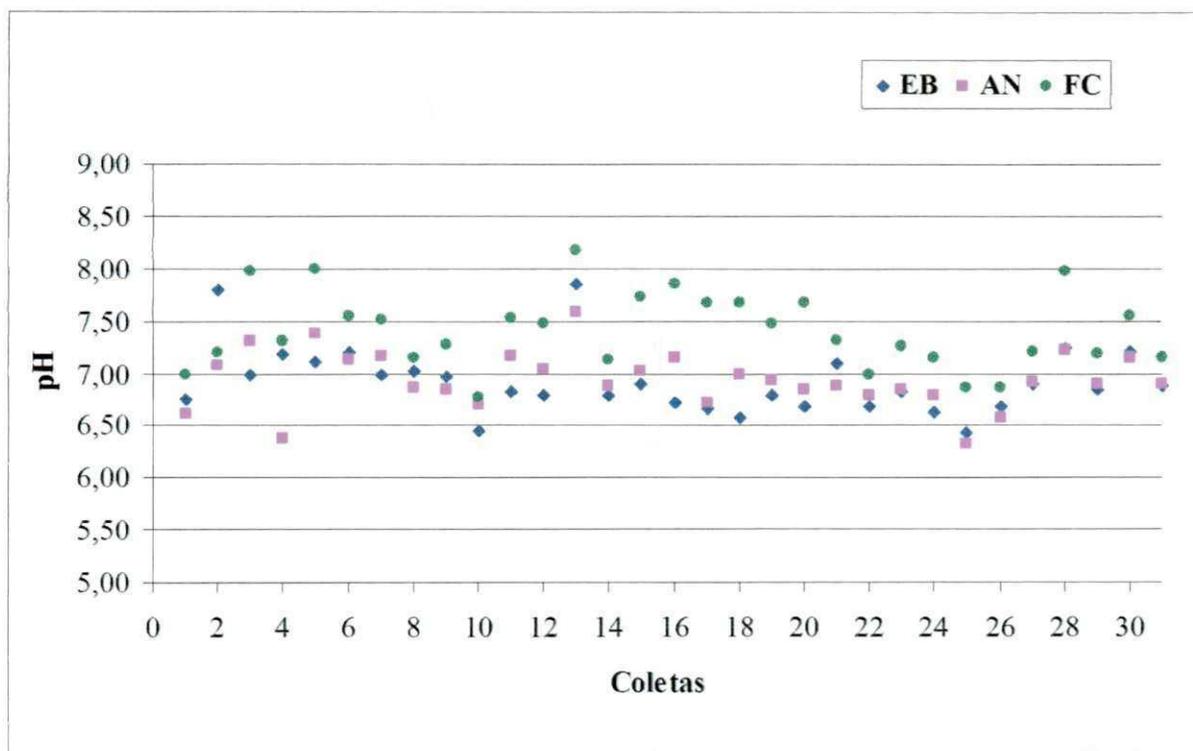


Figura 4.6.a – Variação temporal das medidas de pH obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

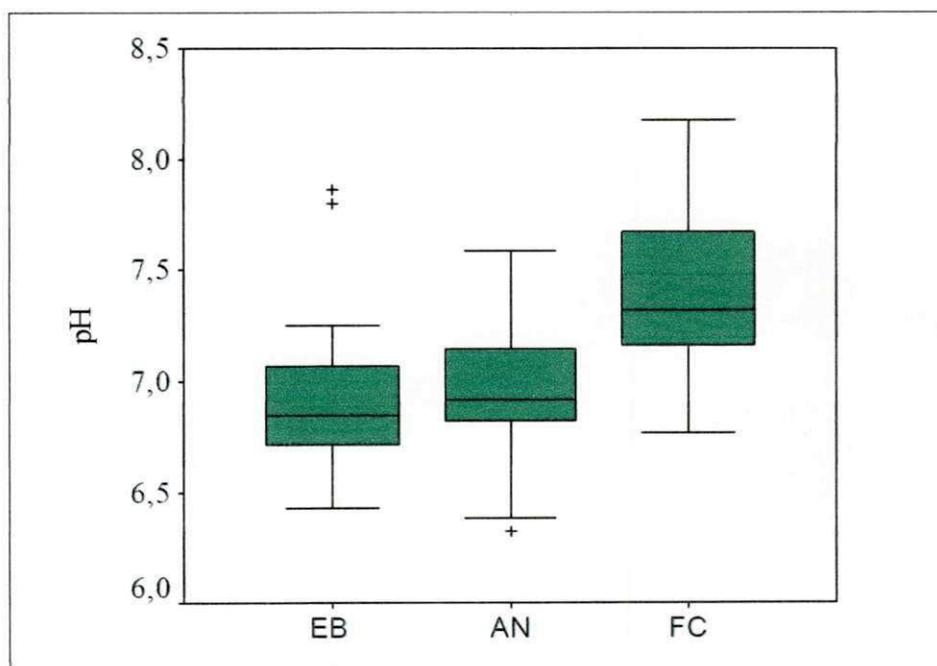


Figura 4.6.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE .

Os conjuntos de dados de pH do afluente EB e efluentes AN e FC foram submetidos à análise de variância (ANOVA), cujos resultados demonstraram a existência de diferenças significativas (Tabela 4.8). A Figura 4.6.c representa a comparação gráfica pelo método GT-2,

que permite observar diferença significativa entre o afluente EB e o efluente FC e também entre os efluentes AN e FC. No entanto, o afluente EB não apresentou diferença significativa com relação ao efluente AN.

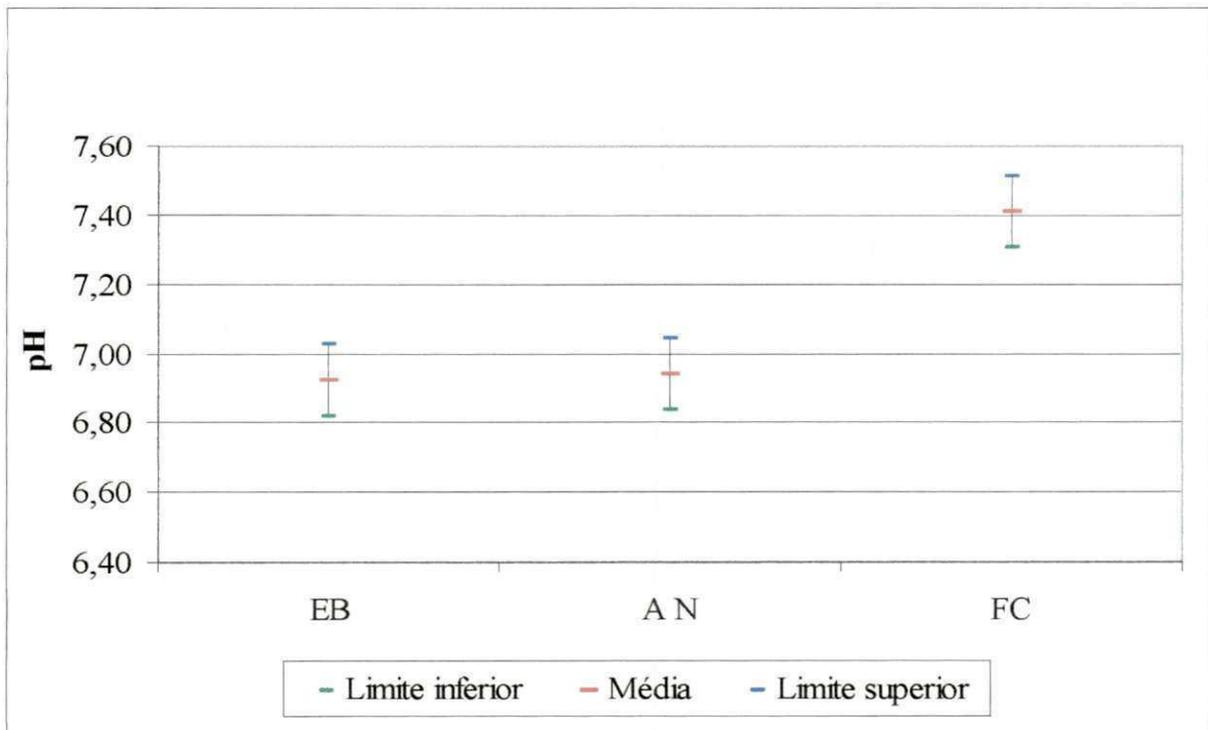


Figura 4.6.c – Gráfico GT-2 do pH do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.2.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5)

A Figura 4.7.a ilustra a variação temporal da DBO_5 durante o período de monitoração da ETE. A média da DBO_5 do esgoto bruto foi de 454 mg/L e as médias dos efluentes AN e FC foram 114 mg/L e 44 mg/L, respectivamente, o que representou uma eficiência de remoção de 90,31 % do material biodegradável em todo o sistema. Somente na lagoa anaeróbia a eficiência de remoção foi de 74,89%, justificável pelo fato da lagoa anaeróbia remover o material facilmente degradável, pelos mecanismos da sedimentação e digestão do material orgânico. Já a lagoa facultativa secundária obteve uma eficiência de 61,40%, uma vez que ela está recebendo o efluente da lagoa anaeróbia, em que a DBO é principalmente solúvel e de degradação mais lenta. A ETE operou com um tempo de detenção hidráulica total de 17,4 dias, tendo a lagoa anaeróbia carga orgânica volumétrica de 75,26 $gDBO_5/m^3 \cdot dia$ e a lagoa facultativa carga orgânica superficial de 200,68 $kgDBO_5/ha \cdot dia$.

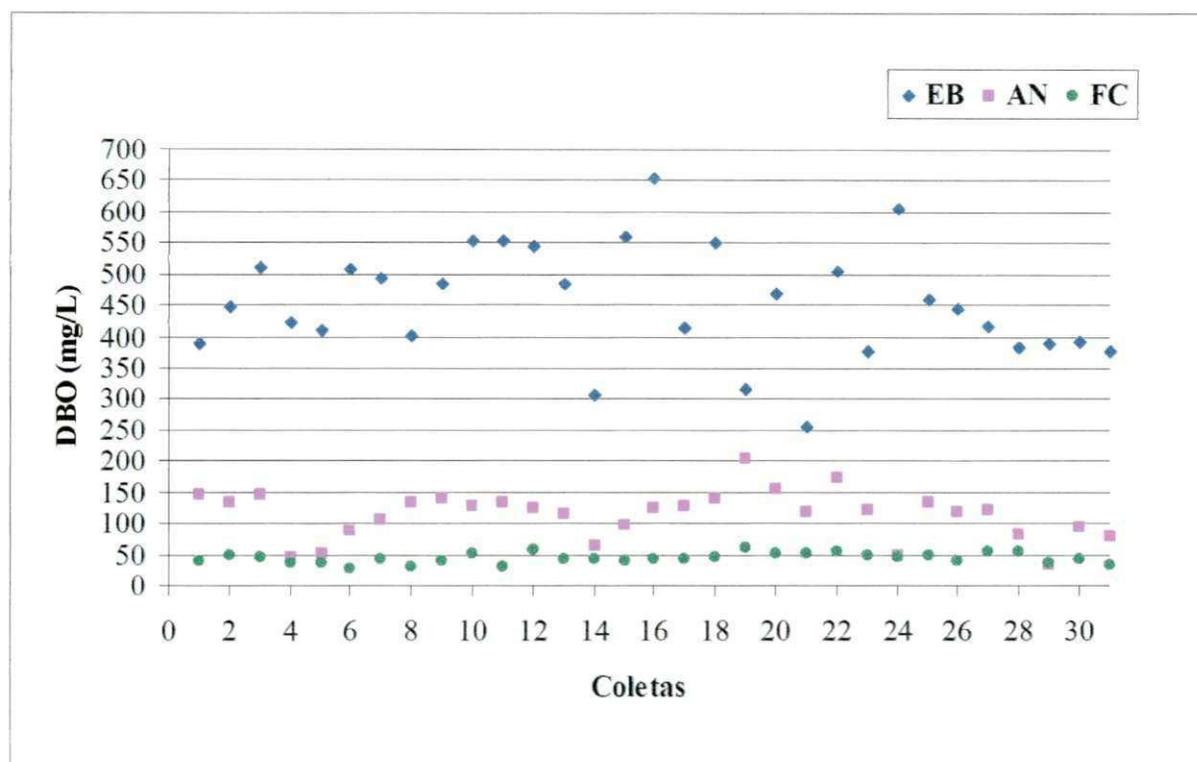


Figura 4.7.a – Variação temporal das medidas de DBO₅ obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

Foi possível determinar a DBO₅ filtrada para as amostras do afluente EB e efluentes AN e FC, quando submetidas ao método de filtração com papel de filtro de fibra de vidro para determinação da variável sólidos suspensos e suas frações. A média da DBO₅ (filtrada) foi de 157 mg/L, 69 mg/L e 10 mg/L, para o afluente EB e efluentes AN e FC, respectivamente, representando uma eficiência média de remoção, no sistema, de 93,63%. A lagoa anaeróbia apresentou 56,05% de eficiência e a lagoa facultativa 85,51%.

Considerando o modelo de mistura completa, foi possível estimar o coeficiente constante de velocidade de remoção de DBO₅ nas unidades de tratamento. Para a DBO₅ bruta os valores de k (d^{-1}) foram 0,50 e 0,14 nas lagoas anaeróbia e facultativa, respectivamente. Em termos da DBO₅ filtrada, o valor de k na lagoa facultativa (0,52) foi maior do que na lagoa anaeróbia (0,21), que pode ser explicado pela presença, bastante considerável, de material biodegradável solúvel (polissacarídeos que podem ser liberados pelas algas sob condições ambientais estressantes) na lagoa facultativa.

A Figura 4.7.b, representada pelos gráficos BOX PLOT, ilustra a distribuição dos valores da DBO₅ (bruta) e DBO₅ (filtrada), respectivamente. Pode ser observada a diminuição gradual da DBO₅ (bruta), ao longo do sistema, ocorrendo um maior decréscimo entre o

afluente EB e o efluente AN. Foi identificado um valor discrepante (outlier), correspondente ao maior valor (204 mg/L) da DBO₅ (bruta) no efluente AN.

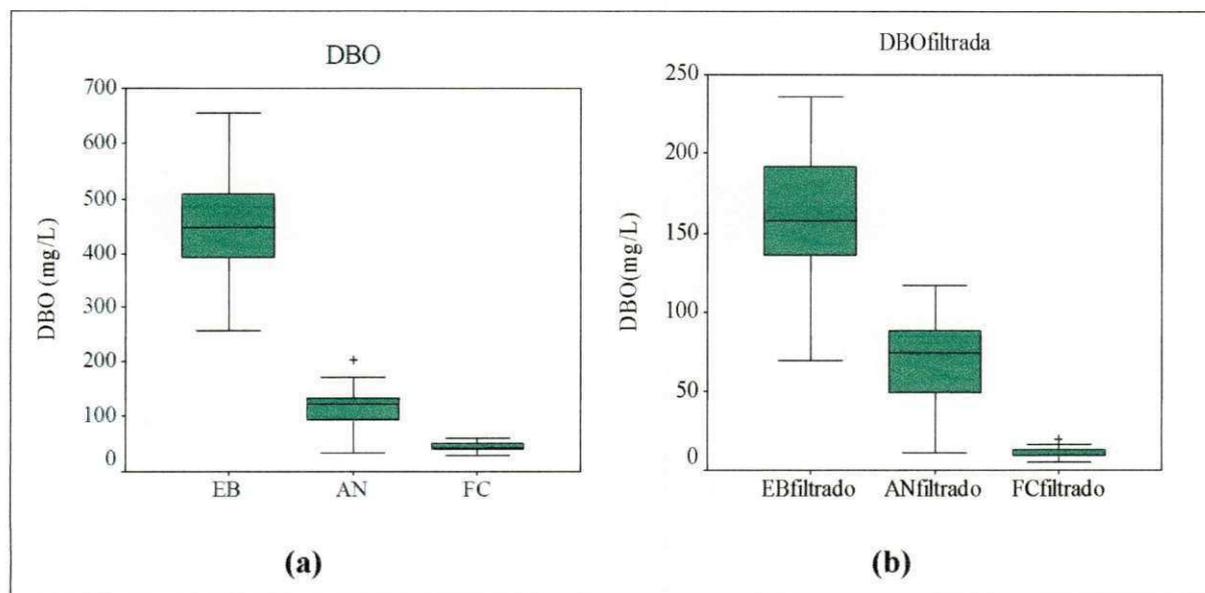


Figura 4.7.b – Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DBO₅ (amostra bruta) (a) e DBO₅ (amostra filtrada) (b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.

Os conjuntos de dados da DBO₅ para as amostras brutas e filtradas foram submetidos à análise de variância (ANOVA), cujos resultados demonstraram a existência de diferenças significativas (Tabela 4.8). A Figura 4.7.c representa a comparação gráfica pelo método GT-2, que permite observar diferenças significativas entre as médias de DBO₅ (bruta), entre o afluente EB e efluentes AN e FC e entre os efluentes AN e FC. Foi observado que o afluente apresentou valores significativamente superiores aos dos efluentes. Na Figura 4.7.d a comparação gráfica permite observar que houve diferenças significativas entre as médias de DBO₅ (filtrada), entre o afluente EB e efluentes e também entre os efluentes AN e FC.

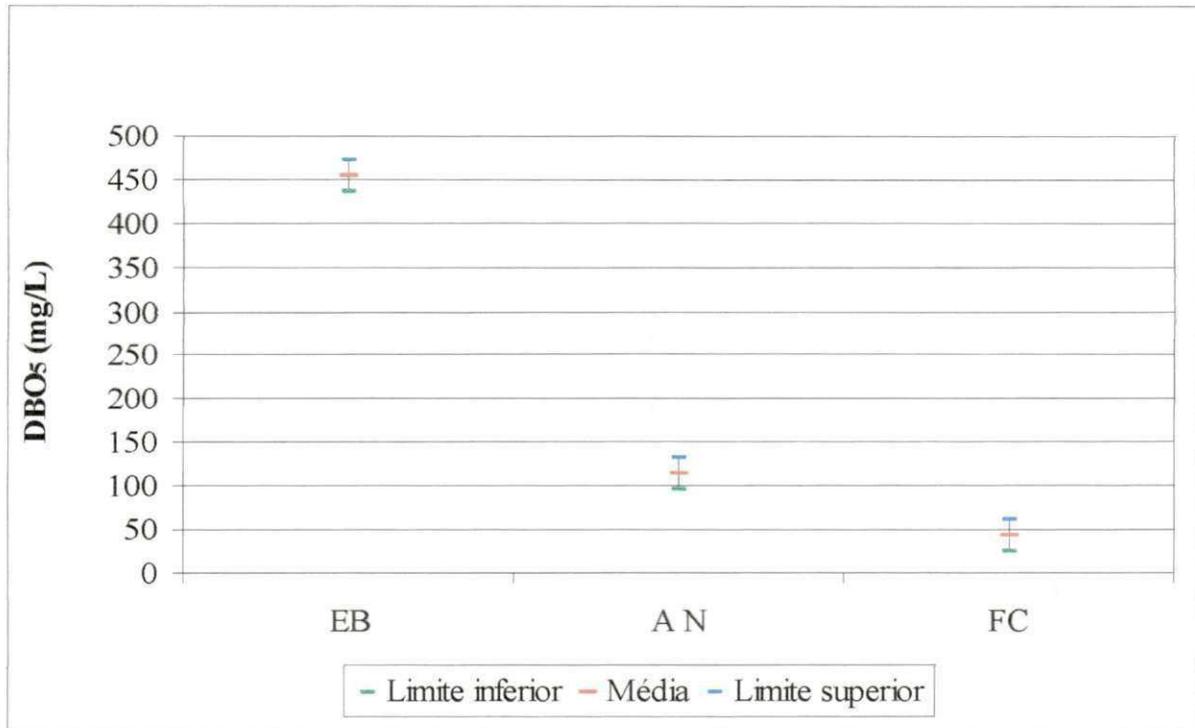


Figura 4.7.c – Gráfico GT-2 da DBO₅ (amostra bruta) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

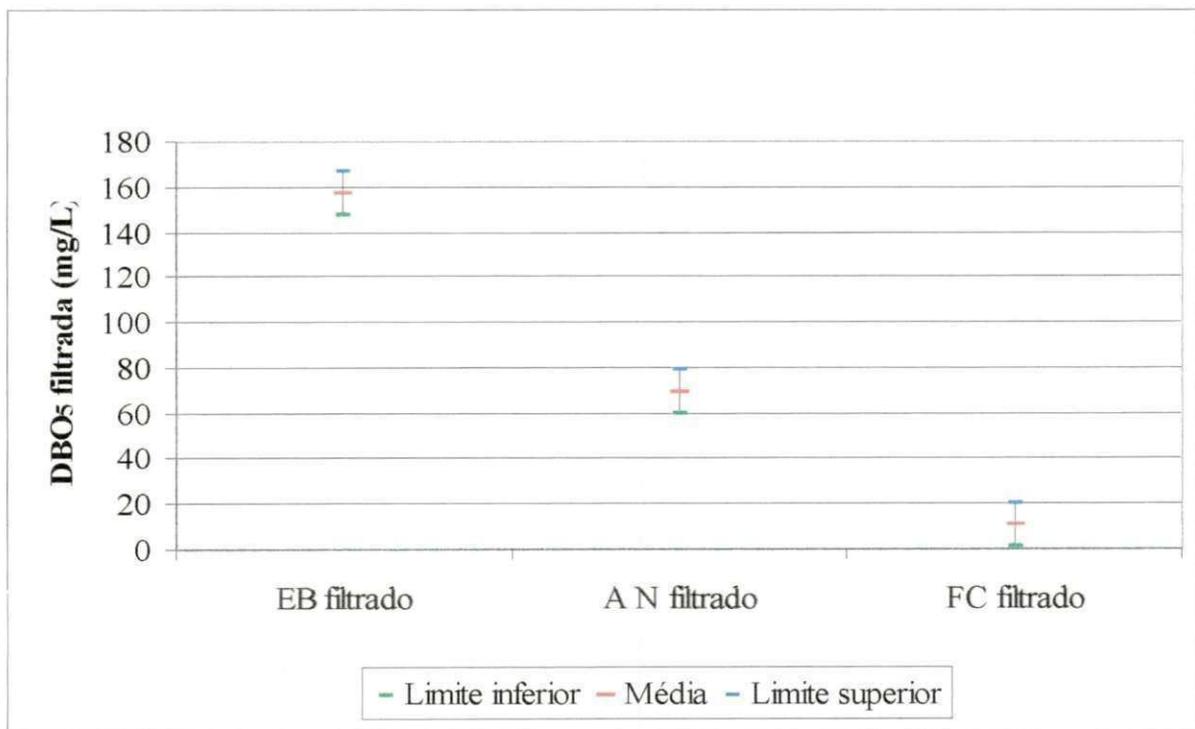


Figura 4.7.d – Gráfico GT-2 da DBO₅ (amostra filtrada) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.2.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

A figura 4.8.a ilustra a variação temporal da DQO durante o período de monitoração da ETE. Os valores médio da DQO foram de 817, 267 e 183 mg/L para o afluente EB e efluentes AN e FC, respectivamente. Isso representou uma eficiência na remoção de DQO de 77,60% no sistema, sendo de 67,32% de remoção somente na lagoa anaeróbia. A lagoa facultativa apresentou uma remoção de 31,46% de DQO.

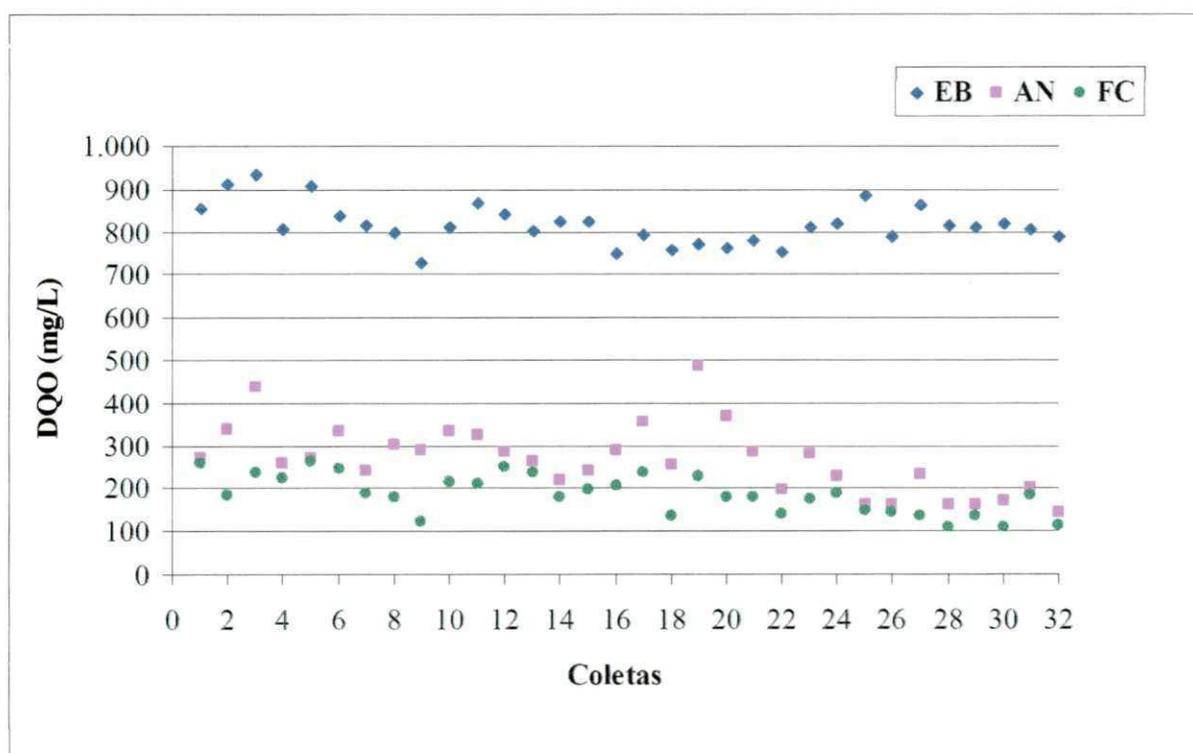


Figura 4.8.a – Variação temporal das medidas de DQO obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

Foi determinada a variável DQO filtrada para as amostras do afluente EB e efluentes AN e FC, tendo sido obtidas as médias de 297 mg/L para o afluente EB, 148 e 64 mg/L para os efluentes AN e FC, respectivamente, o que representa uma eficiência média de remoção da DQO (filtrada) de 78,45% no sistema.

A Figura 4.8.b representada pelo gráfico BOX PLOT mostra a distribuição da DQO para as amostras brutas e filtradas no sistema. Valores discrepantes foram identificados para a DQO (bruta) correspondentes aos maiores valores (934 e 913 mg/L) no afluente EB e (489 mg/L) no efluente AN.

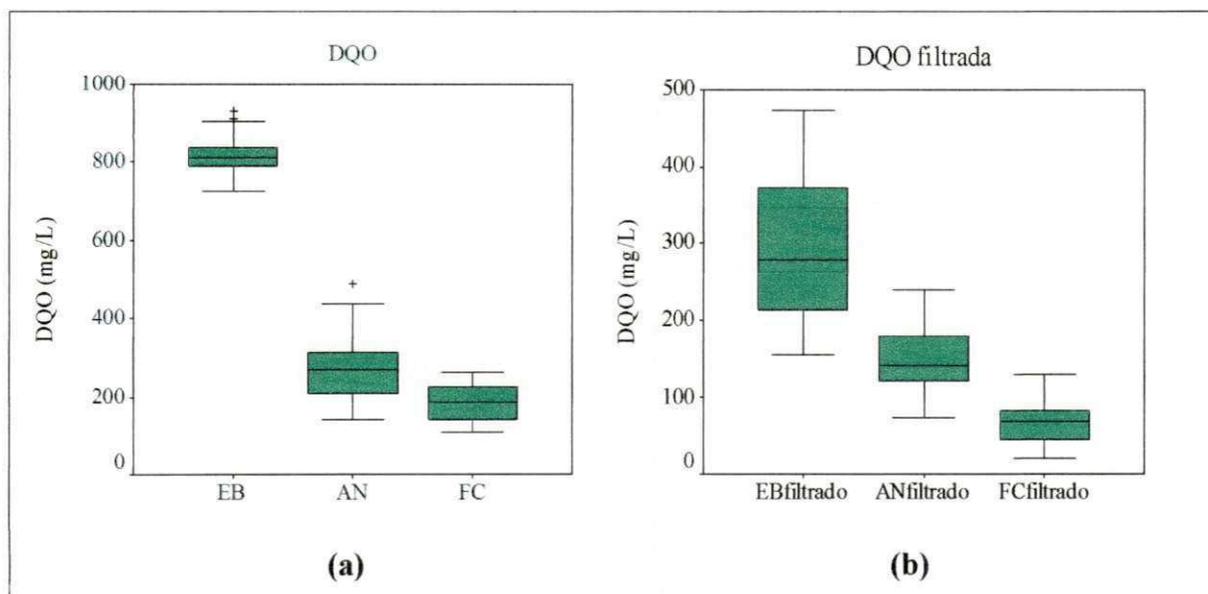


Figura 4.8.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO (amostra bruta) (a) e DQO (amostra filtrada) (b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE .

A relação média DQO/DBO₅ do esgoto bruto foi de 1,80, evidenciando a predominância de material orgânico biodegradável típico de águas residuárias domésticas. Essa relação tende a aumentar à medida que a água residuária passa pelas unidades de tratamento, devido à redução do material biodegradável, permanecendo praticamente inalterada a fração inerte biologicamente. O efluente final apresentou uma relação média DQO/DBO₅ de 4,17, concordante com a literatura (VON SPERLING, 1996a), segundo a qual o efluente final do tratamento biológico, geralmente, possui valores superiores a 3,0.

Os conjuntos de dados da variável DQO para as amostras brutas e filtradas foram submetidos à análise de variância (ANOVA), cujos resultados demonstraram a existência de diferenças significativas (Tabela 4.8). A Figura 4.8.c representa a comparação gráfica pelo método GT-2, que permite observar diferenças significativas entre as médias de DQO (bruta), entre os efluentes AN e FC e entre o afluente EB e efluentes. Na Figura 4.8.d a comparação gráfica permite observar que houve diferenças significativas entre as médias de DQO (filtrada), entre o afluente EB e seus efluentes, e também entre os efluentes AN e FC.

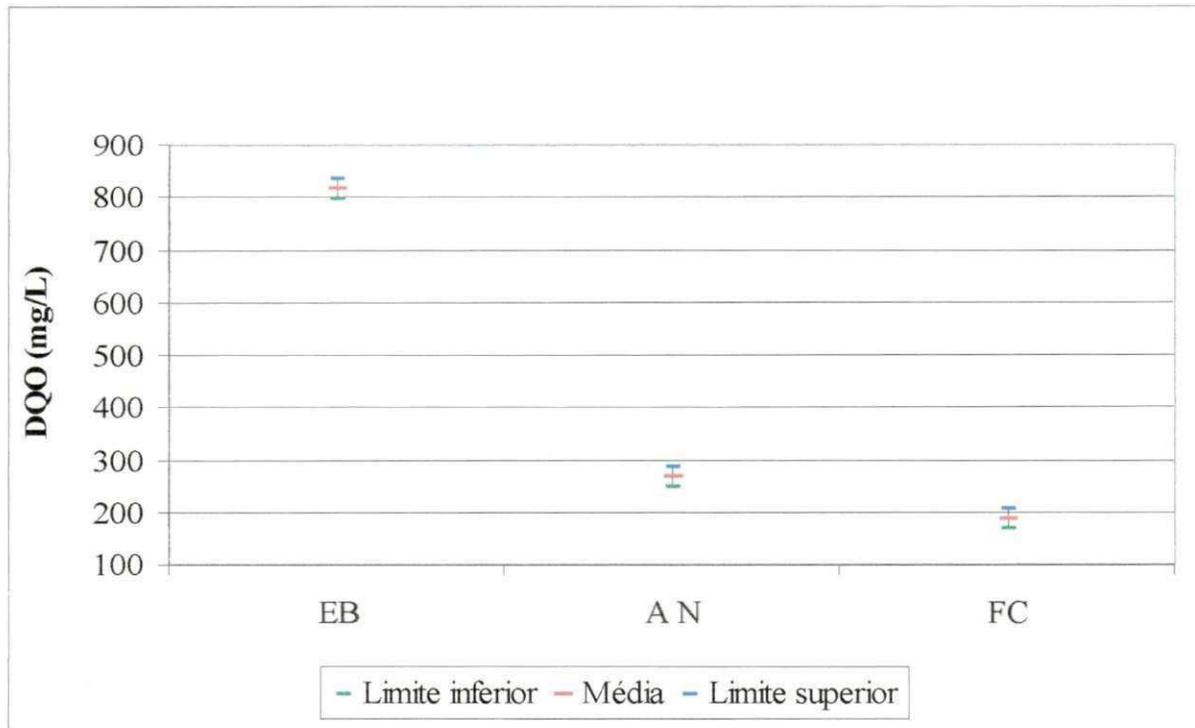


Figura 4.8.c – Gráfico GT-2 da DQO (amostra bruta) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

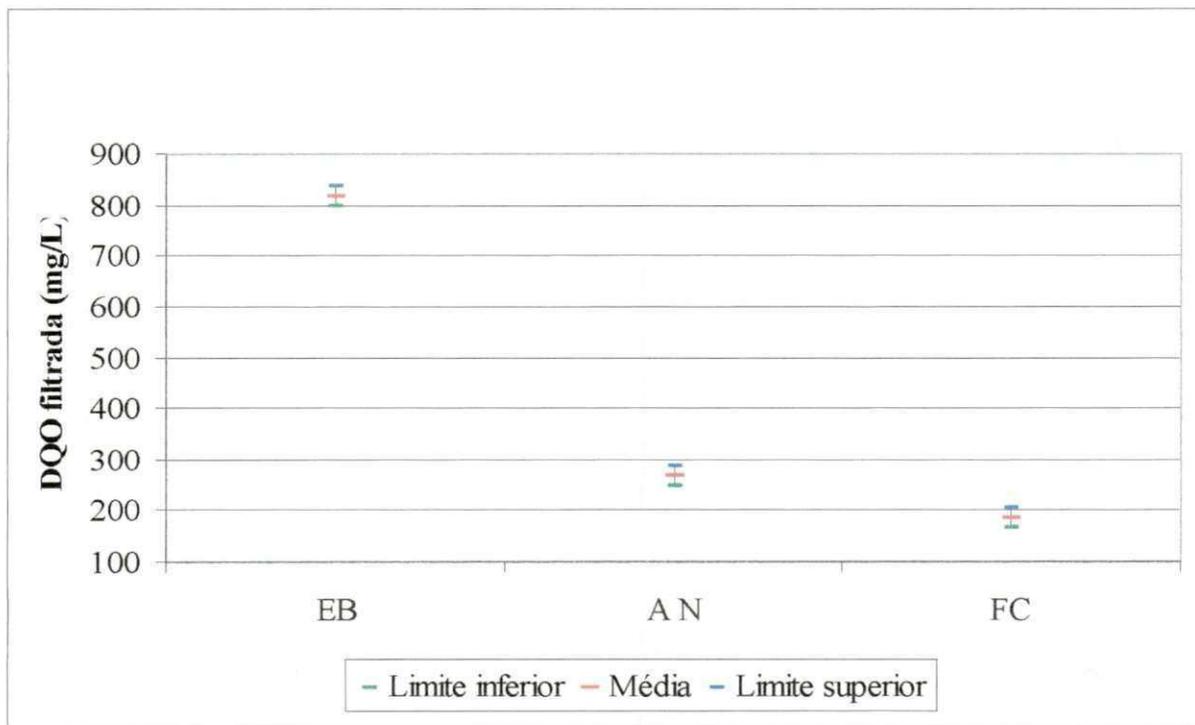


Figura 4.8.d – Gráfico GT-2 da DQO (amostra filtrada) do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.2.5 Oxigênio dissolvido (OD)

Na Figura 4.9.a têm-se a variação temporal das concentrações de OD no efluente final (FC) durante o período de monitoração da ETE, podendo ser observado que, em grande parte do período de estudo, não foram mantidas as condições de aerobiose no efluente final do sistema. Somente em alguns dias de coleta (14^o, 16^o, 17^o, 21^o, 23^o, 27^o, 30^o, 31^o) o efluente final apresentou concentração não nula de OD, o que levou à média muito baixa de 0,12 mgOD/L. Foi observada frequentemente a existência de uma manta esverdeada na superfície, além da presença de material flutuante (lixo), pois o gradeamento só iniciou a partir da 18^a coleta (28/05/2007). Essas ocorrências podem ter favorecido a ausência de OD, por impedirem a passagem da energia luminosa na lagoa facultativa.

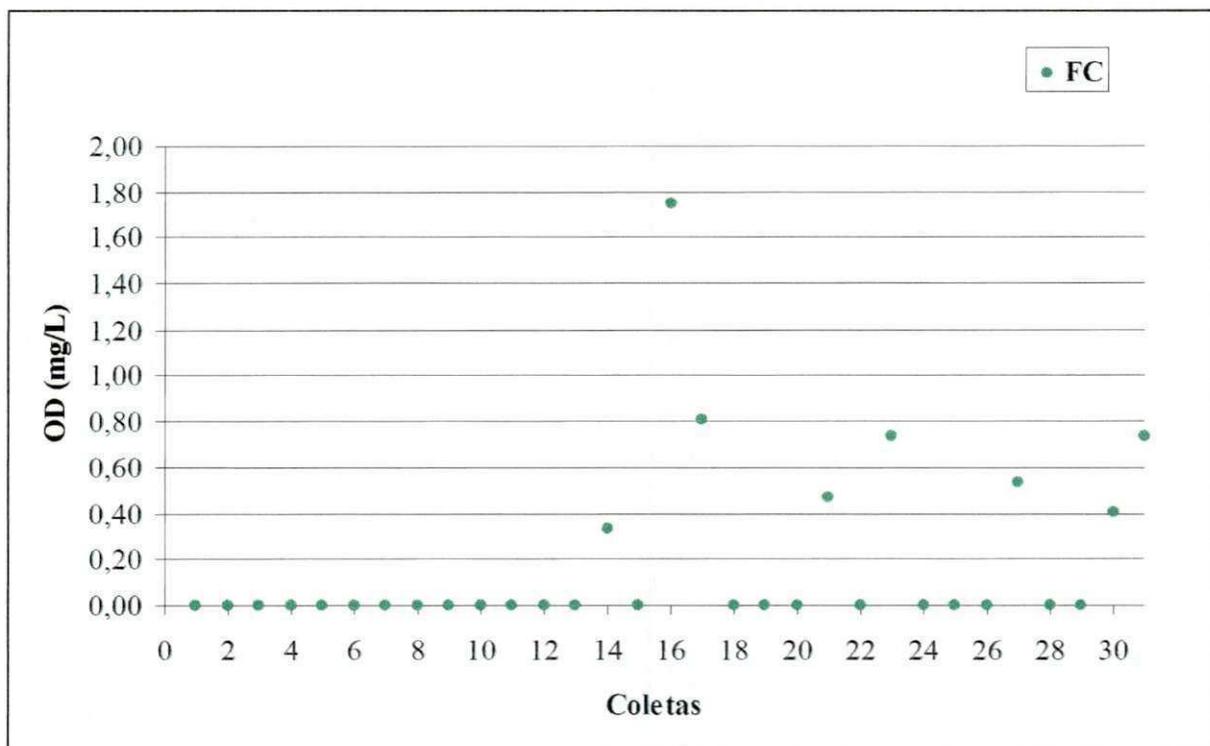


Figura 4.9.a – Variação temporal das medidas de OD obtidas na monitoração do efluente FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

A Figura 4.9.b ilustra o gráfico BOX PLOT que mostra a distribuição de frequência do conjunto de dados para o OD. Foi possível observar que os valores acima de 0,5 mgOD/L foram considerados discrepantes e 75% das concentrações foram inferiores a 0,17 mgOD/L, evidenciando claramente, a baixa concentração de OD no efluente final.

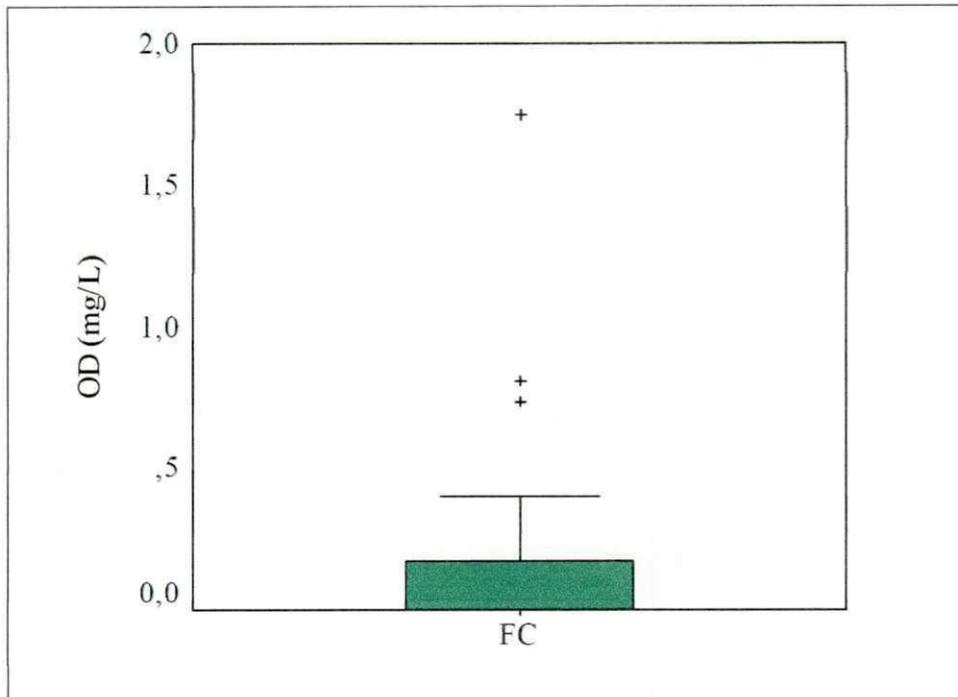


Figura 4.9.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de OD obtidos na monitoração do efluente final (FC) da ETE .

4.2.6 Sólidos suspensos

As Figuras 4.10.a, 4.10.b e 4.10.c , ilustram, as variações temporais das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), e suas frações voláteis (SSV) e fixas (SSF). Foi observado um comportamento da variação temporal dos valores de SSV semelhante ao dos SST. A maior fração dos sólidos suspensos foi constituída de sólidos suspensos voláteis que são, predominantemente, sólidos de origem orgânica. No afluente EB a concentração média dos SST foi de 575 mg/L e para os efluentes AN e FC foram, respectivamente, 97 e 122 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 78,78% para o sistema. A lagoa anaeróbia foi responsável por uma remoção de 83,13%, atribuída, em grande parte, ao mecanismo de sedimentação. No entanto, o efluente da lagoa facultativa apresentou um aumento da concentração de SST, devido à contribuição da biomassa do fitoplâncton que se desenvolveu na massa líquida da lagoa facultativa. Os valores médios dos SSF para o afluente EB e efluentes AN e FC foram, respectivamente, 84, 14 e 16 mg/L, com eficiência total de remoção de 80,95%, enquanto que para os SSV foram 491, 83 e 106 mg/L, correspondendo a uma eficiência total de 78,42%.

A Figura 4.11, ilustra os gráficos do tipo BOX PLOT que representam a distribuição de frequência dos SST e sua fração SSV. Ao comparar esses gráficos pode-se observar a

semelhança de comportamento da distribuição das duas variáveis e o aumento da concentração de sólidos suspensos no efluente FC em relação ao efluente AN.

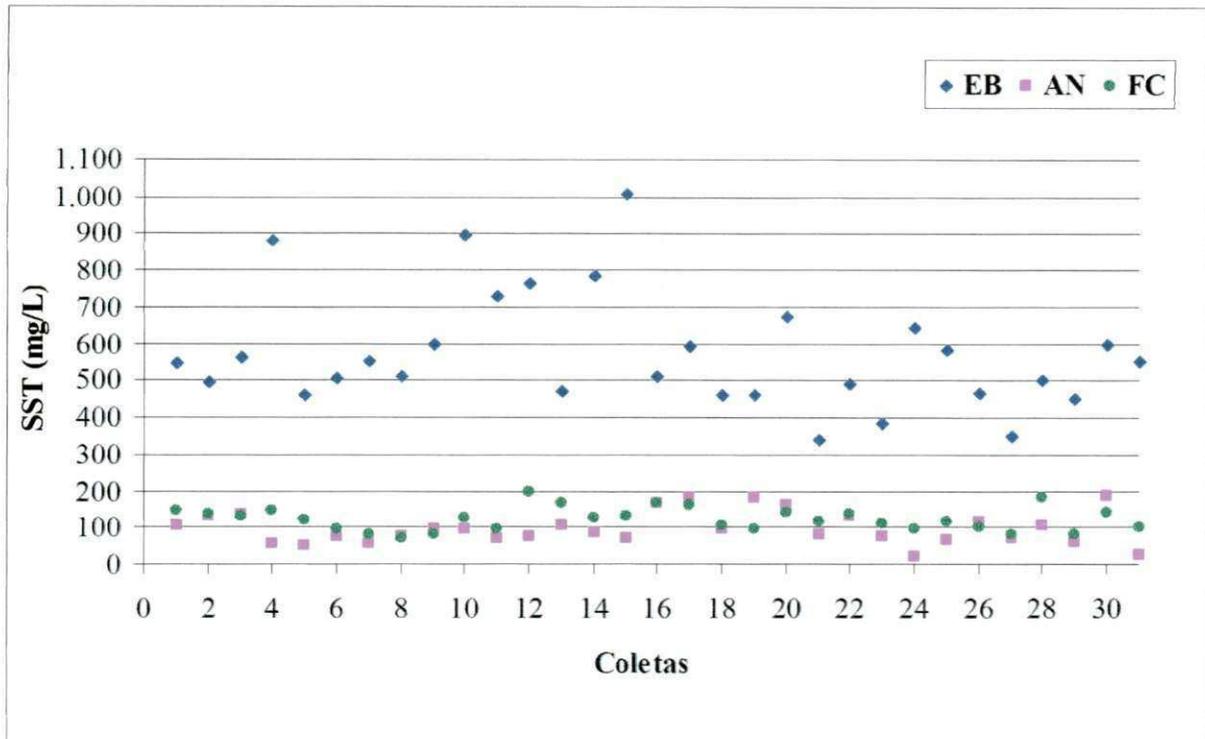


Figura 4.10.a – Variação temporal das medidas de SST obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

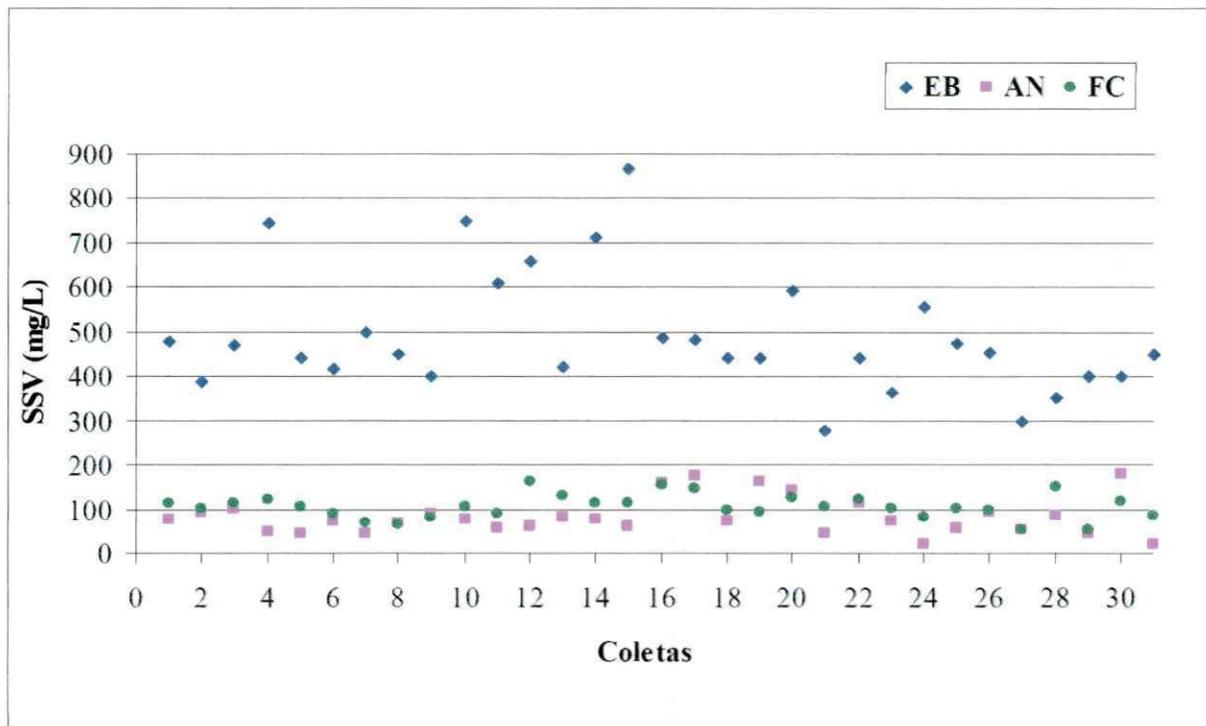


Figura 4.10.b – Variação temporal das medidas de SSV obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

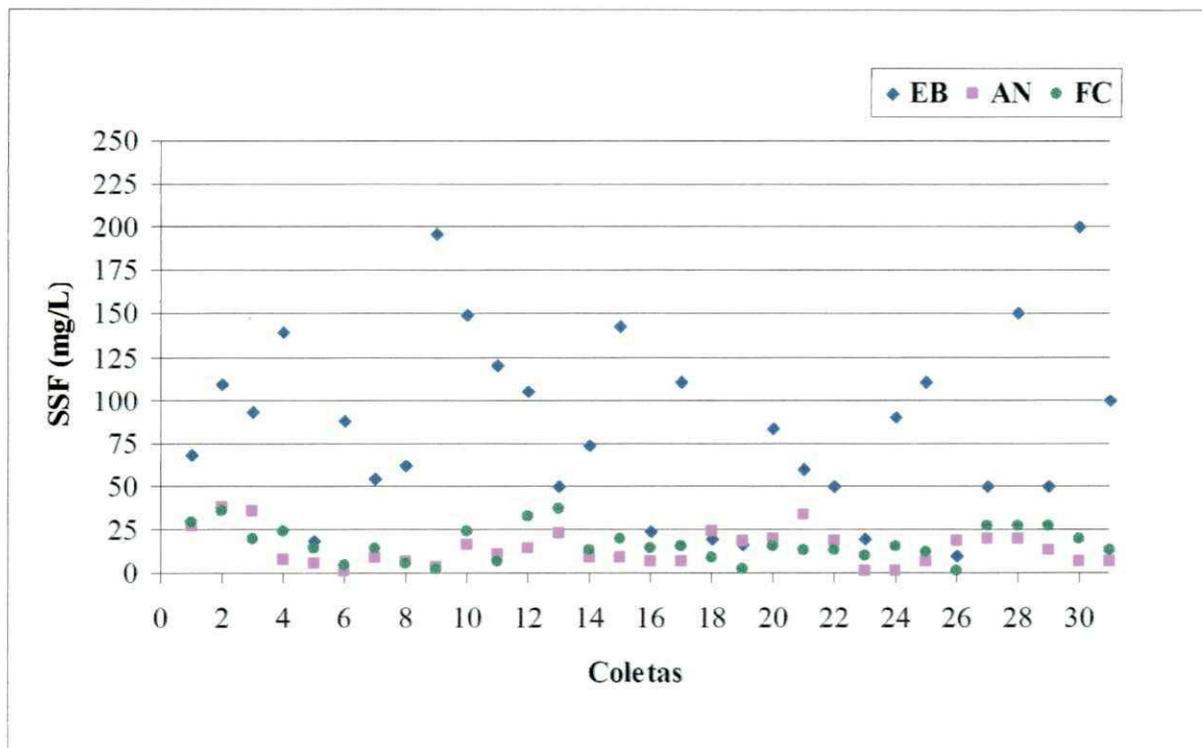


Figura 4.10.c – Variação temporal das medidas de SSF obtidas na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

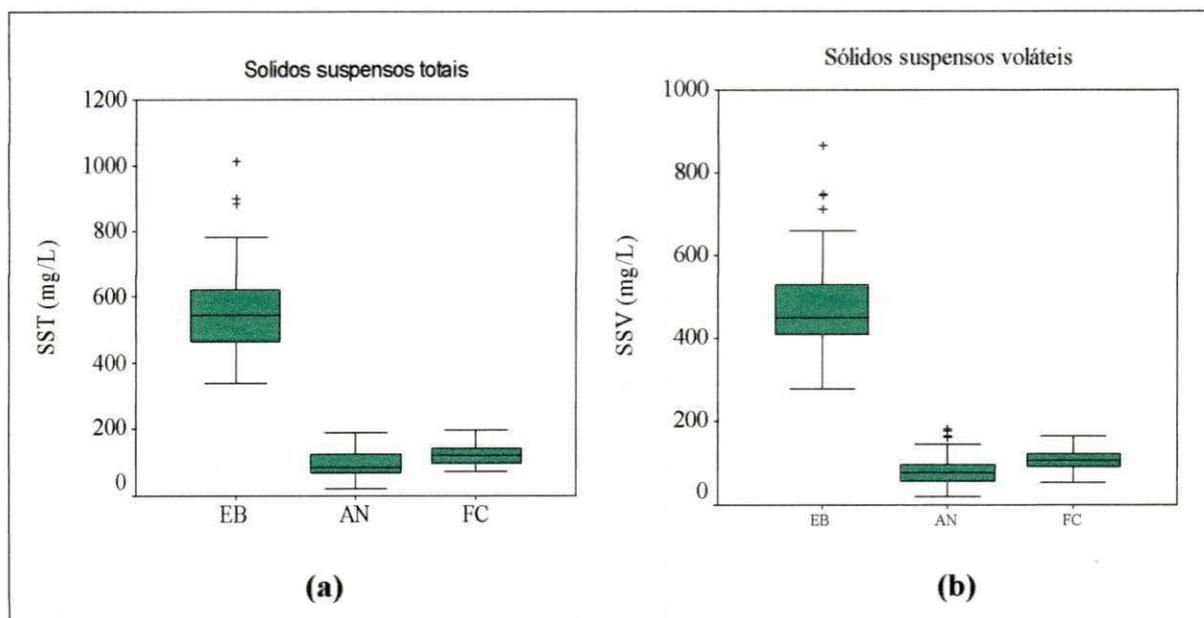


Figura 4.11– Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de SST (a) e SSV(b) obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE .

A análise de variância (ANOVA) demonstrou a existência de diferenças significativas entre os conjuntos de dados, de cada uma das variáveis SST, SSV e SSF (Tabela 4.8). As Figuras 4.12.a, 4.12.b e 4.12.c representam a comparação gráfica pelo método GT-2, para SST, SSV e SSF, respectivamente, permitindo observar diferenças significativas entre as

concentrações das frações dos sólidos suspensos do afluente EB e dos efluentes AN e FC. No entanto, os efluentes não apresentaram diferenças significativas entre si.

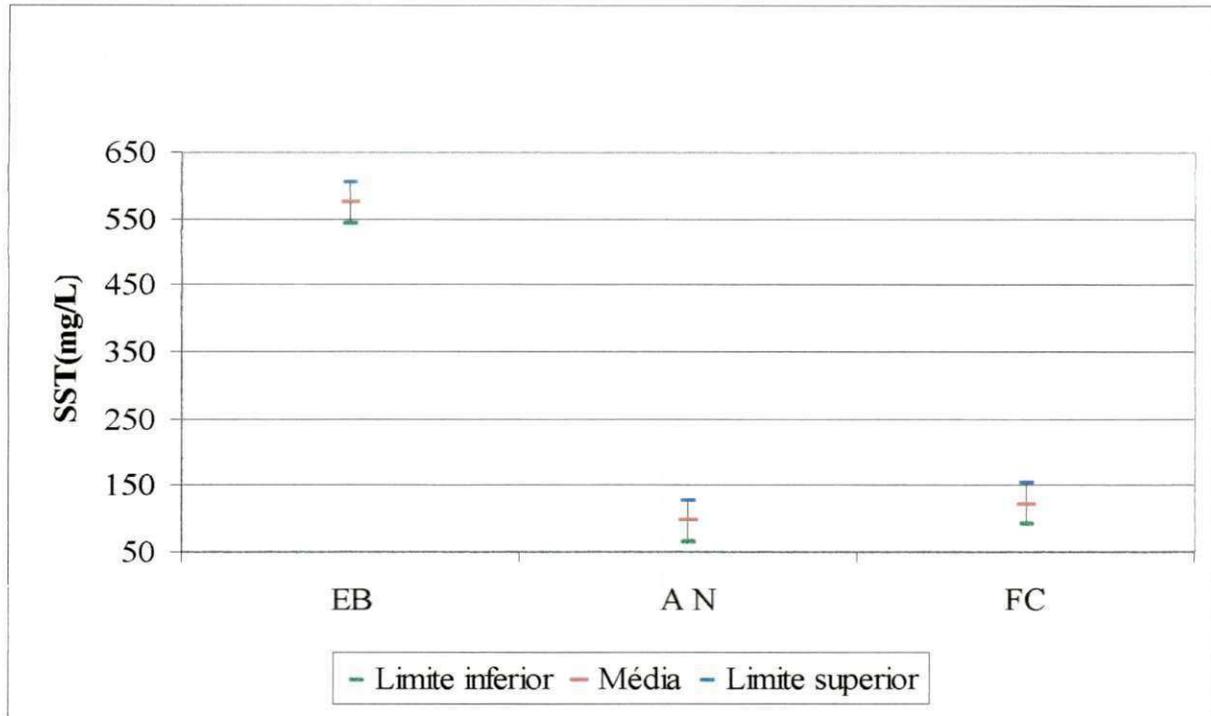


Figura 4.12.a – Gráfico GT-2 dos SST do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

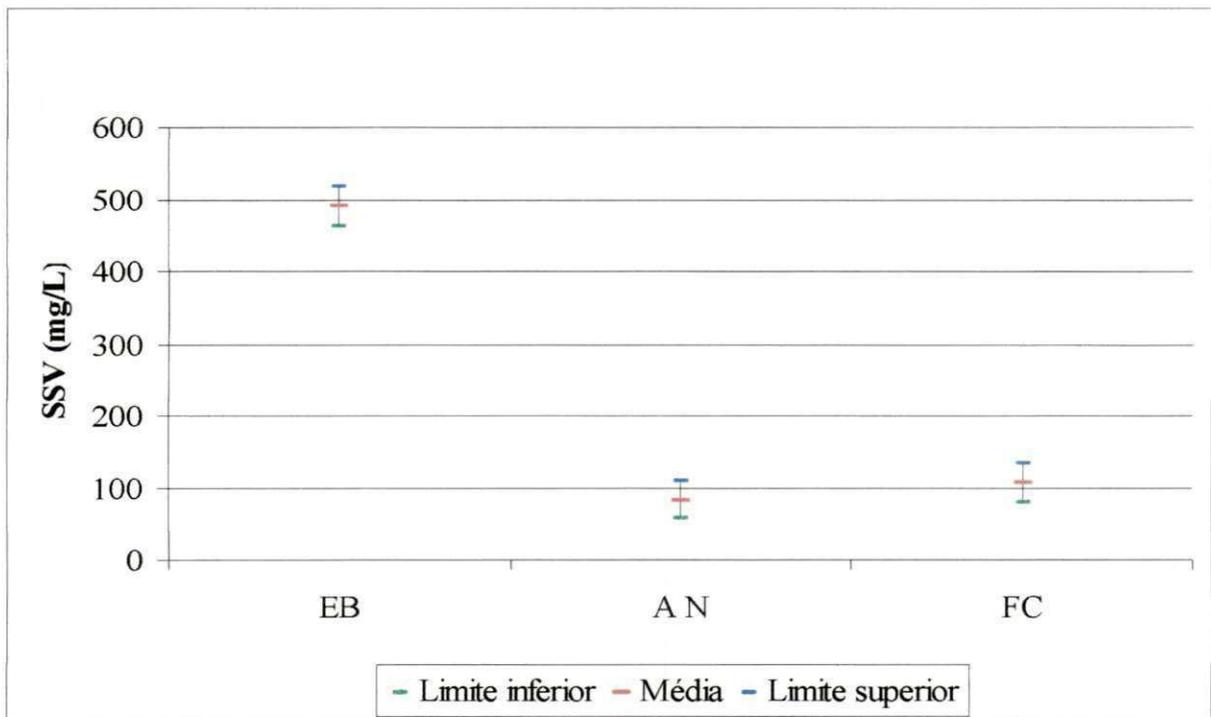


Figura 4.12.b – Gráfico GT-2 dos SSV do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

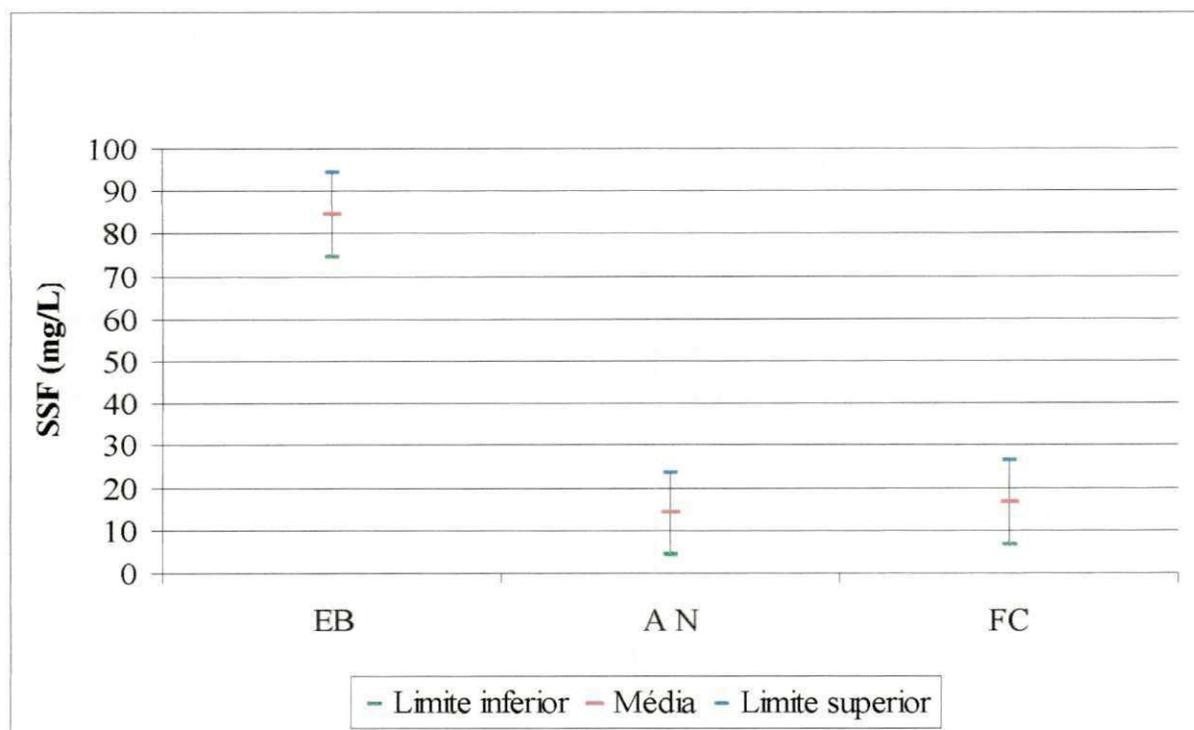


Figura 4.12.c – Gráfico GT-2 dos SSF do esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.2.7 Coliformes termotolerantes

A variação temporal da concentração de coliformes termotolerantes no período de monitoração da ETE, está ilustrada na Figura 4.13.a. O esgoto bruto apresentou uma concentração média de $7,8 \times 10^7$ UFC/100mL e os efluentes AN e FC concentrações médias de $3,78 \times 10^6$ e $4,17 \times 10^5$ UFC/100mL, respectivamente. O sistema apresentou uma eficiência média na remoção de coliformes termotolerantes de 99,46%, representando uma redução de duas ordens de grandeza, mas um elevado nível de contaminação fecal no efluente final.

A Figura 4.13.b ilustra a distribuição de frequência representada pelo gráfico BOX PLOT. Pode ser observado o decaimento gradual da concentração de coliformes de uma ordem de grandeza a cada unidade de tratamento. Foram identificados valores discrepantes, correspondentes à menor concentração de coliformes (5×10^5 UFC/100mL) no efluente AN e ao maior valor ($1,24 \times 10^6$ UFC/100mL) no efluente FC.

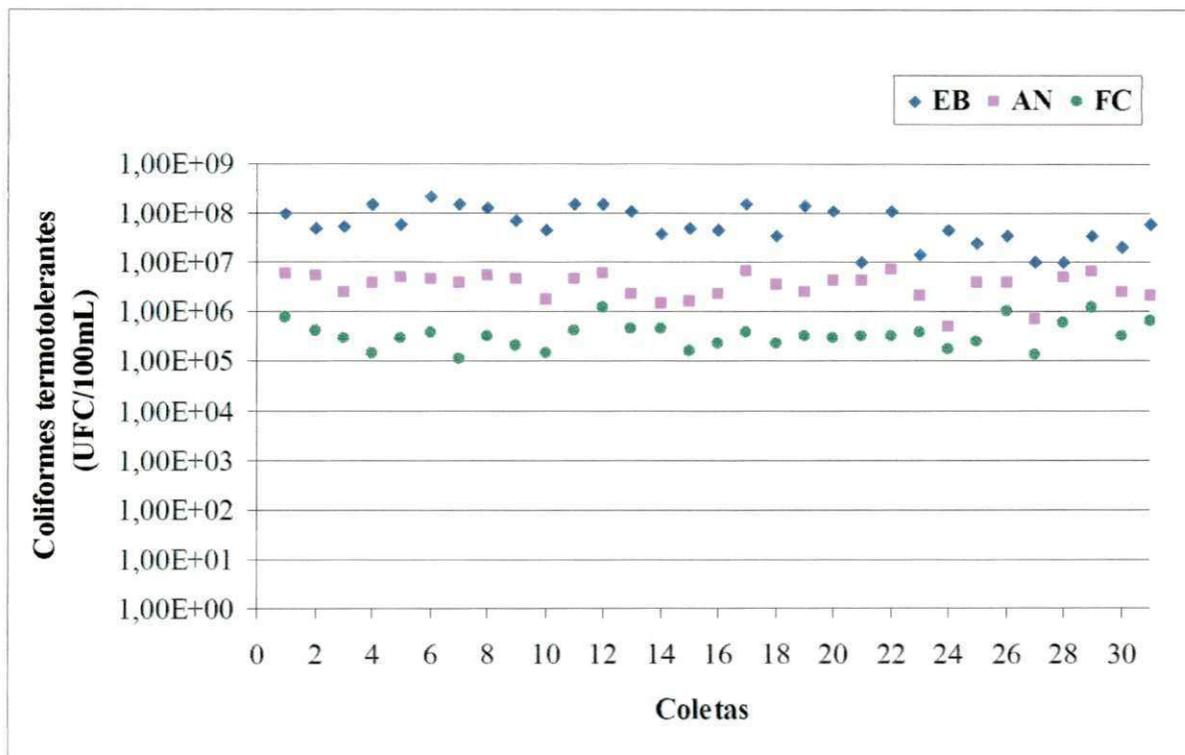


Figura 4.13.a – Variação temporal de coliformes termotolerantes na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

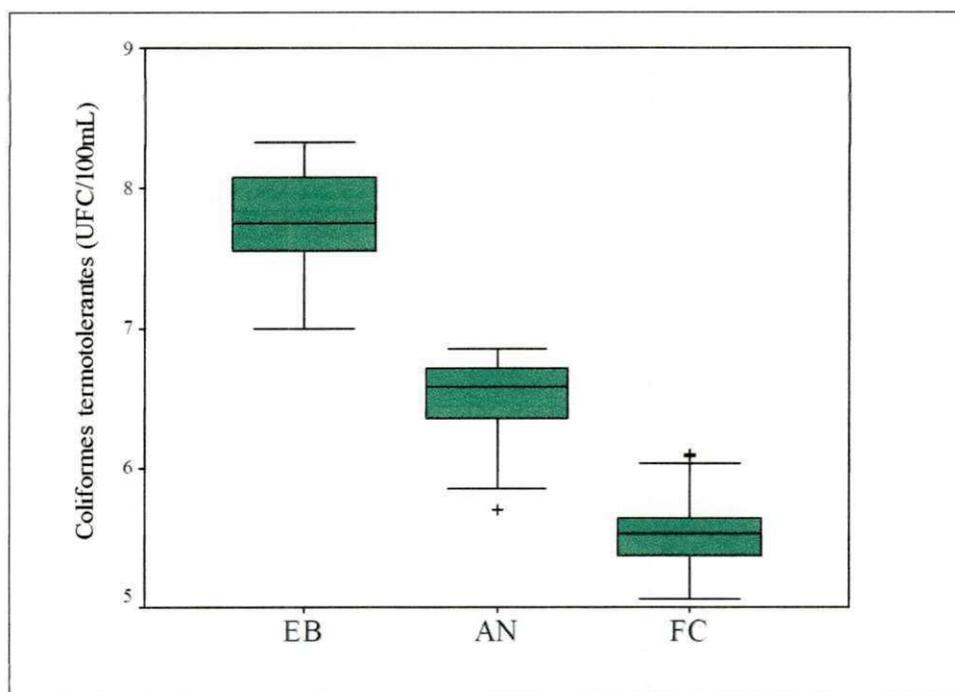


Figura 4.13.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE .

O conjunto de dados da variável coliformes termotolerantes foi submetido à análise de variância (ANOVA) de fator único, cujo resultado demonstrou a existência de diferenças significativas (Tabela 4.8). A comparação gráfica pelo método GT-2 (Figura 4.13.c) permitiu

observar diferenças significativas entre o afluente EB e os efluentes AN e FC. No entanto, os efluentes não apresentaram diferenças significativas entre si.

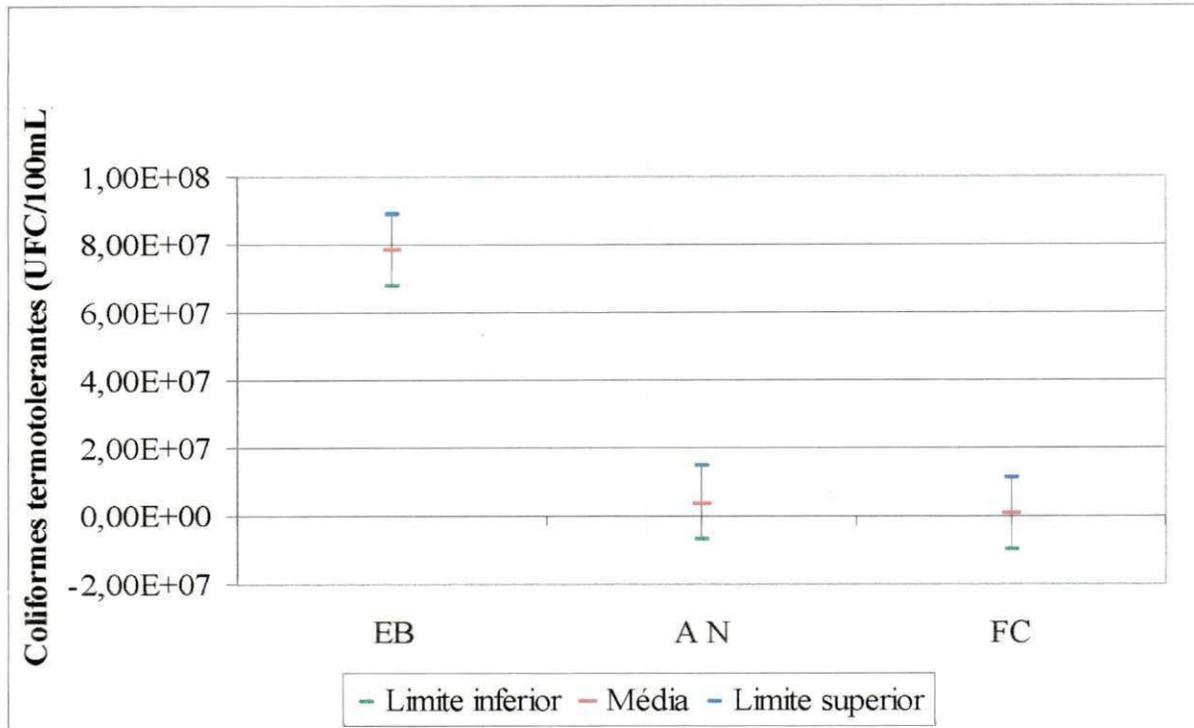


Figura 4.13.c – Gráfico GT-2 da concentração de coliformes termotolerantes no esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.2.8 Ovos de helmintos

A variação temporal da concentração de ovos de helmintos durante o período de coleta está ilustrada na Figura 4.14.a. As concentrações médias da contagem de ovos foram de 1842 ovos/L no afluente EB e de 218 e 5 ovos/L nos efluentes AN e FC, respectivamente. Os dados permitiram estimar uma eficiência média da remoção de 99,73%, no sistema, tendo a lagoa anaeróbia uma eficiência média de 88,17% e a lagoa facultativa 97,71%, chegando, em alguns dias de coleta (1º, 2º, 10º, 16º, 17º, 19º, 20º, 21º, 23º, 25º, 26º e 31º), a uma eficiência de 100%, resultando em um efluente final com ausência de ovos de helmintos.

O gráfico BOX PLOT representado na Figura 4.14.b ilustra a distribuição assimétrica da quantidade de ovos de helmintos. Pode ser observado o decaimento gradual da quantidade de ovos de helmintos nas unidades de tratamento, sendo a maior parte removida na lagoa anaeróbia, pelo mecanismo de sedimentação. Valores discrepantes foram identificados, correspondendo aos dois menores valores da quantidade de ovos encontrados (10 e 13 ovos/L) no efluente AN.

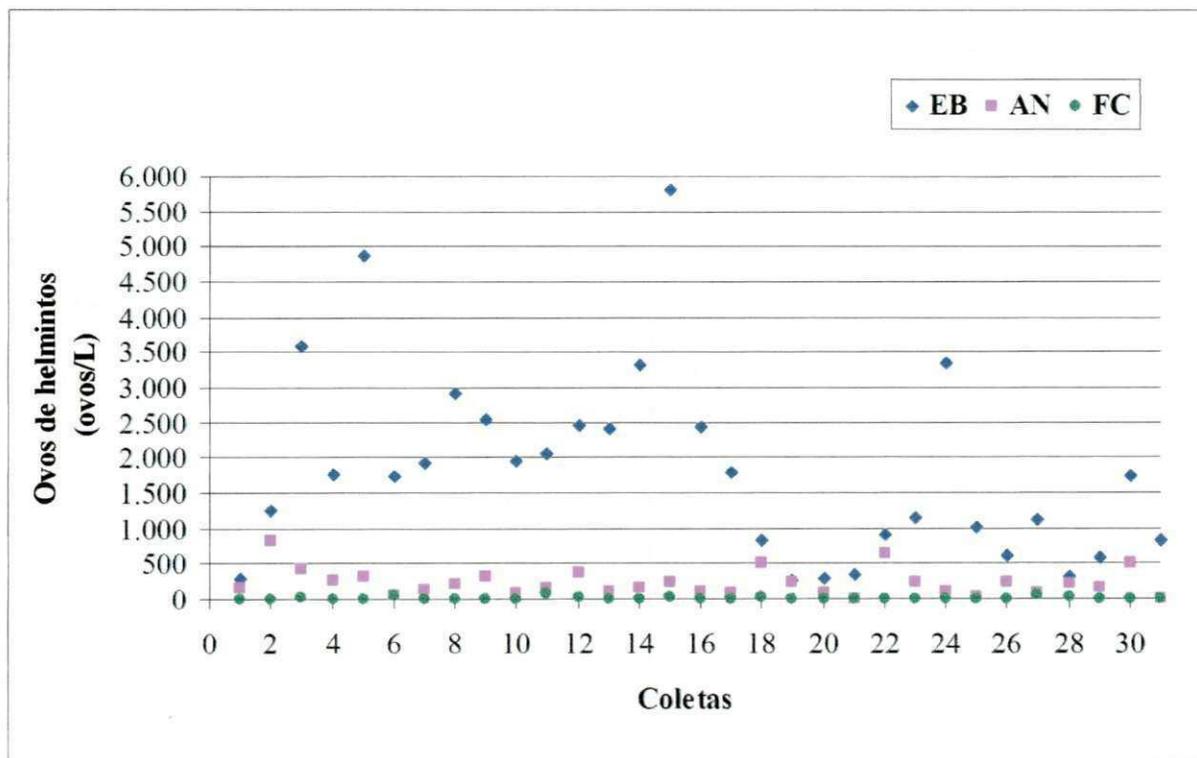


Figura 4.14.a – Variação temporal de ovos de helmintos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

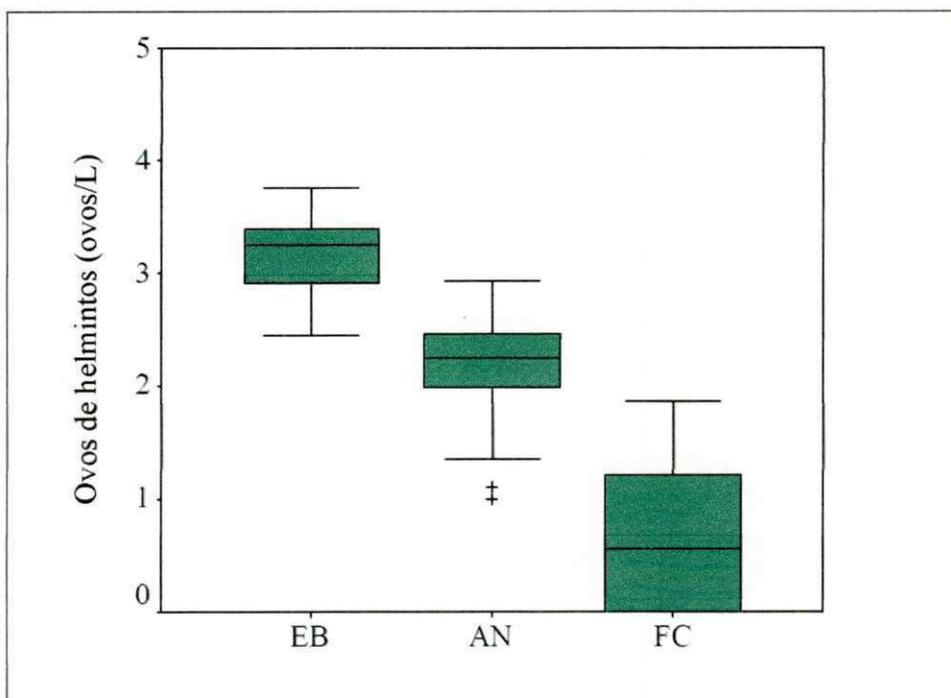


Figura 4.14.b – Gráfico BOX PLOT de distribuição da quantidade de ovos de helmintos obtidos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE.

A Tabela 4.9 apresenta as concentrações médias (ovos/L) dos ovos de helmintos, por gênero, no afluente EB e efluentes AN e FC. A Figura 4.14.c ilustra a frequência média da

distribuição dos ovos de helmintos, evidenciando que os ovos de *Ascaris lumbricoides* apresentaram maior frequência em todo o período de monitoração. No esgoto bruto aproximadamente 88,1% dos ovos de helmintos encontrados foram de *Ascaris lumbricoides* e nos efluentes AN e FC essa frequência média foi de 89,7 e 93,3%, respectivamente. Os ovos de *Taenia sp.* apresentaram uma frequência média de 4,5% no afluente EB, 4,8 e 2,5% nos efluentes AN e FC, respectivamente; os ovos de *Trichuris trichiura* 3,1, 1,4 e 2,0%; e os ovos de *Fasciola hepatica* 1,3, 1,7 e 1,9% no afluente EB e efluentes AN e FC, respectivamente. As demais espécies de ovos de helmintos encontrados no período de monitoração se apresentaram com uma menor frequência média no esgoto bruto e efluente da lagoa anaeróbia.

Tabela 4.9 – Quantidade de ovos de helmintos encontrados na análise de identificação no esgoto bruto (EB) e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

OVOS DE HELMINTOS	EB (ovos/L)	AN (ovos/L)	FC (ovos/L)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1.631	196	5
<i>Taenia sp.</i>	97	10	<1
<i>Hymenolepis nana</i>	4	2	-
<i>Trichuris trichiura</i>	65	2	<1
Ancilostomídeo	24	4	-
<i>Fasciola hepatica</i>	12	4	<1
<i>Hymenolepis diminuta</i>	8	1	-

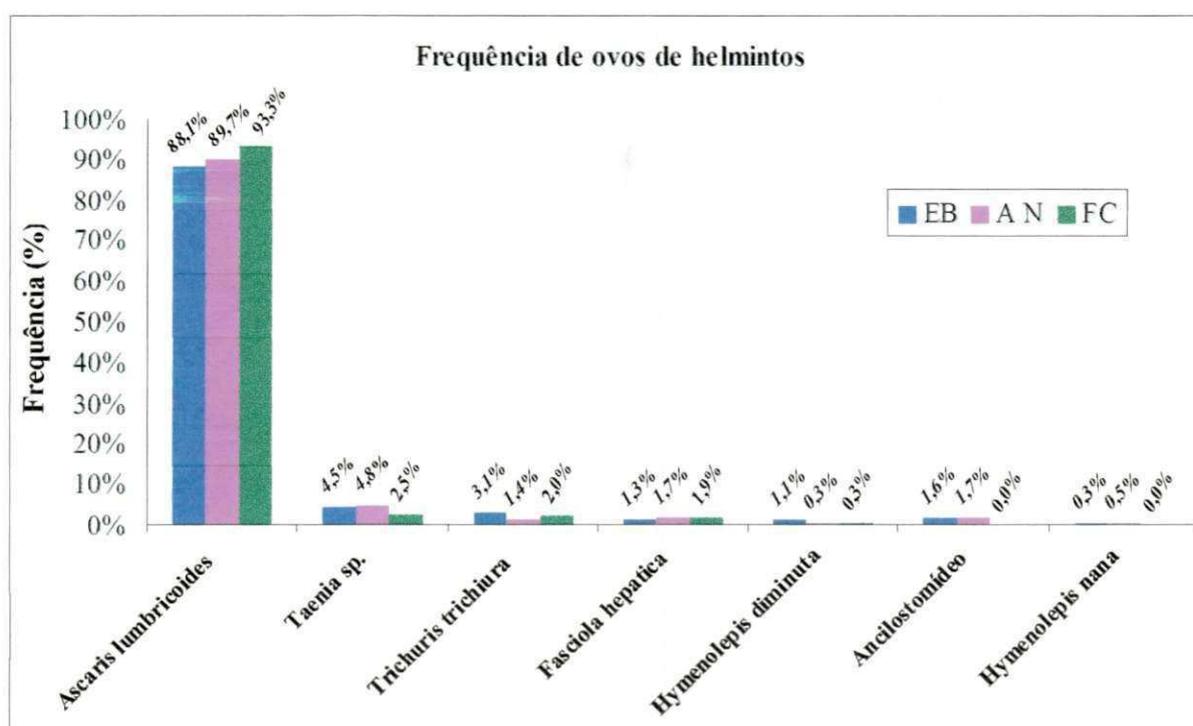


Figura 4.14.c – Frequência da distribuição de ovos de helmintos na monitoração do EB e dos efluentes AN e FC da ETE, no período de março a agosto de 2007.

O conjunto de dados de ovos de helmintos foi submetido à análise de variância (ANOVA) de fator único, o que demonstrou a existência de diferenças significativas (Tabela 4.8). A comparação gráfica pelo método GT-2 (Figura 4.14.d) permitiu observar diferenças significativas entre o afluente EB e os efluentes AN e FC. No entanto, os efluentes não apresentaram diferenças significativas entre si.

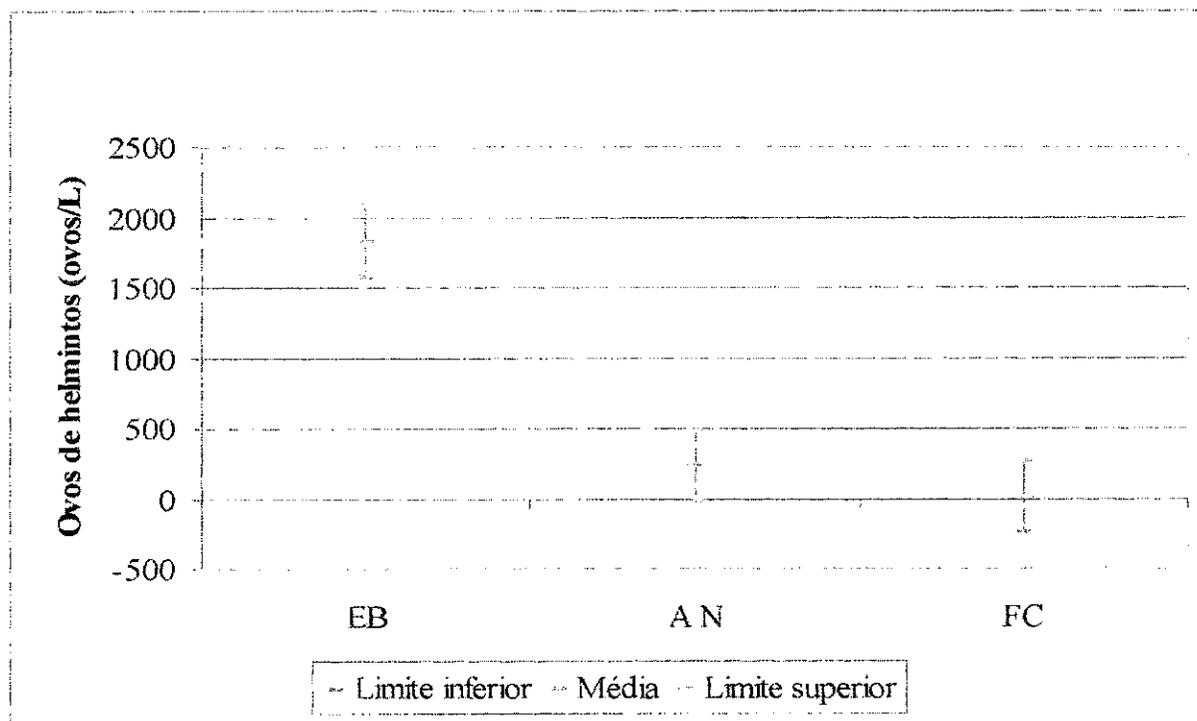


Figura 4.14.d – Gráfico GT-2 da quantidade de ovos de helmintos no esgoto bruto EB e efluentes das lagoas anaeróbia (AN) e facultativa (FC) da ETE.

4.3 Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas

As Tabelas 4.10, 4.11 e 4.12 apresentam as matrizes de correlação entre as variáveis analisadas. Os coeficientes de correlação assinalados, (*) e (**), são significativos nos níveis de significância $\alpha = 0,05$ e $\alpha = 0,01$, respectivamente.

No esgoto bruto, a concentração de material orgânico, em termos de DBO, tendeu a variar positivamente com a temperatura, com as concentrações de SST e SSV e ovos de helmintos, a um nível de significância de 5%. Pode ser observado que as correlações significativas, no esgoto bruto, envolveram principalmente a temperatura e as variáveis associadas à concentração de matéria orgânica e sólidos. O aumento de sólidos pode ser indicativo de uma maior presença de ovos de helmintos devido à maior concentração de fezes em águas residuárias tipicamente domésticas.

No efluente da lagoa anaeróbia todas as correlações significativamente positivas envolveram as variáveis ligadas à matéria orgânica e sólidos. A DBO₅ tendeu a variar com a DQO e os sólidos suspensos. Já a DQO tendeu a variar positivamente com a temperatura a um nível de significância de 1% e com os SST e SSV a um nível de significância de 5%.

No efluente final, a DBO₅ variou positivamente, a um nível de significância 5%, com a concentração de SST que tendeu a variar positivamente com suas frações (SSF e SSV), a um nível de significância 1%. O pH tendeu a variar positivamente ($\alpha= 0,05$) com a concentração de SST e SSV, o que pode ser relacionado à presença de biomassa algal na lagoa facultativa.

Tabela 4.10 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no esgoto bruto

	DBO	DQO	pH	T	SST	SSF	SSV	CT	Ovos
DBO	1								
DQO	-0,023	1							
pH	-0,209	0,255	1						
T	0,393*	0,115	0,206	1					
SST	0,365*	0,046	-0,208	0,350	1				
SSF	0,108	0,080	0,134	0,037	0,587**	1			
SSV	0,388*	0,024	-0,295	0,397*	0,953**	0,313	1		
CT	0,177	-0,061	0,097	0,537**	0,228	0,019	0,261	1	
Ovos	0,382*	0,301	0,107	0,457**	0,487**	0,175	0,506**	0,042	1

Tabela 4.11 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no efluente da lagoa anaeróbia

	DBO	DQO	pH	T	SST	SSF	SSV	CT	Ovos
DBO	1								
DQO	0,540**	1							
pH	-0,052	0,207	1						
T	0,155	0,637**	0,270	1					
SST	0,588**	0,413*	0,117	0,072	1				
SSF	0,407*	0,250	0,159	-0,186	0,310	1			
SSV	0,520**	0,374*	0,085	0,119	0,974**	0,087	1		
CT	0,128	-0,020	-0,090	-0,010	0,145	0,151	0,116	1	
Ovos	0,225	0,051	0,175	-0,071	0,304	0,358*	0,234	0,291	1

Tabela 4.12 – Matriz de correlação da variáveis analisadas no efluente da lagoa facultativa

	DBO	DQO	pH	T	SST	SSF	SSV	OD	CT	Ovos
DBO	1									
DQO	-0,179	1								
pH	-0,042	0,271	1							
T	-0,278	0,560**	0,277	1						
SST	0,365*	0,281	0,415*	-0,003	1					
SSF	0,232	0,164	0,167	-0,042	0,569**	1				
SSV	0,340	0,268	0,421*	0,011	0,956**	0,302	1			
OD	0,022	-0,014	0,119	-0,070	0,191	-0,079	0,250	1		
CT	-0,084	0,001	-0,161	-0,085	0,181	0,236	0,125	-0,115	1	
Ovos	-0,116	0,016	0,240	-0,008	-0,131	0,032	-0,164	-0,156	0,021	1

4.4 Perfil diurno das variáveis físico-químicas do efluente final

Foram realizados três perfis diurnos, a cada duas horas, no período das 7h às 17h, com a finalidade de analisar as variações das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido no efluente da lagoa facultativa. A primeiro perfil foi realizado no dia 20 de abril, o segundo no dia 01 de junho e o terceiro no dia 13 de julho de 2007.

A temperatura da lagoa facultativa, em todos os perfis, apresentou valor máximo às 13h. A temperatura média do 1º e 2º perfis foi de 28°C, enquanto no 3º foi de 27°C. As Figuras 4.15.a, 4.15.b e 4.15.c ilustram o comportamento da temperatura ao longo do dia.

O pH se manteve numa faixa de 7,0 a 8,0 em todos os estudos. No 1º e 3º perfis, o valor médio de pH foi de 7,17, enquanto que no 2º a média foi de 7,67. As Figuras 4.16.a, 4.16.b e 4.16.c ilustram a variação do pH ao longo do dia.

De acordo com o estudo do comportamento da concentração de OD, realizado com os perfis diurnos, foi observado que a atividade fotossintética do fitoplâncton ocorre no período de maior incidência de luz solar, entre as 11h e as 17h. As Figuras 4.17.a, 4.17.b e 4.17.c apresentam o comportamento da concentração de OD do efluente final, ao longo do dia, nos três perfis, ocorrendo a concentração máxima às 13h. Nos 2º e 3º perfis as concentrações de OD, de um modo geral, tiveram comportamento semelhante ao longo do dia, em que no final da manhã houve um aumento do OD e após o pico das 13h a concentração iniciou seu decréscimo. A concentração média de OD foi de 0,88 mg/L, no segundo perfil, e de 2,27mg/L, no terceiro, com valores máximos de 2,49 mg/L e 4,70 mg/L, respectivamente. No 1º perfil apenas às 13h foi que o efluente final apresentou valor não nulo de OD, o que pode ser explicado pelas condições climáticas prevaletentes na maior parte do dia, com o tempo nublado e vento relativamente fraco, dificultando a passagem da radiação solar.

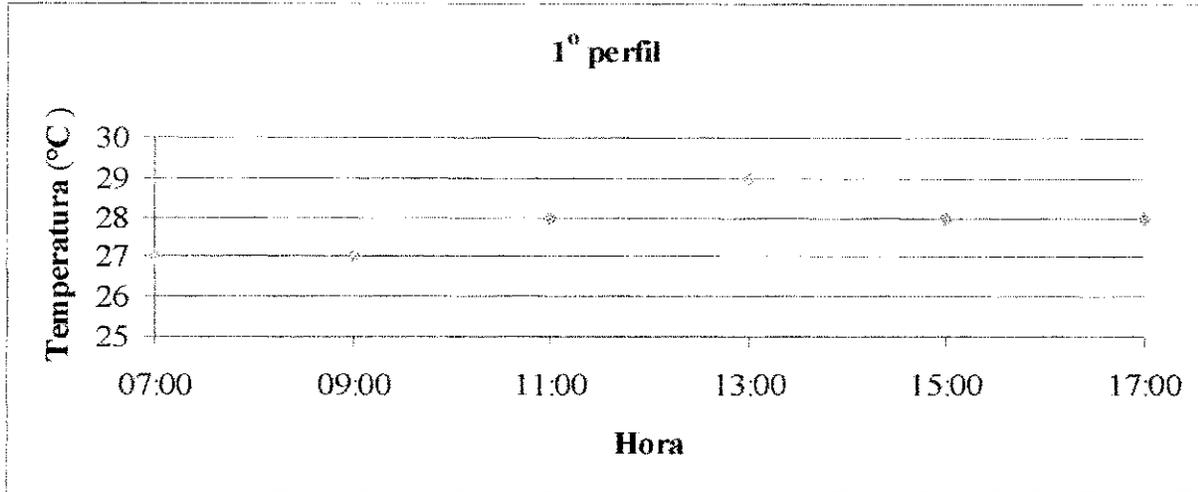


Figura 4.15.a – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 20 de abril de 2007.

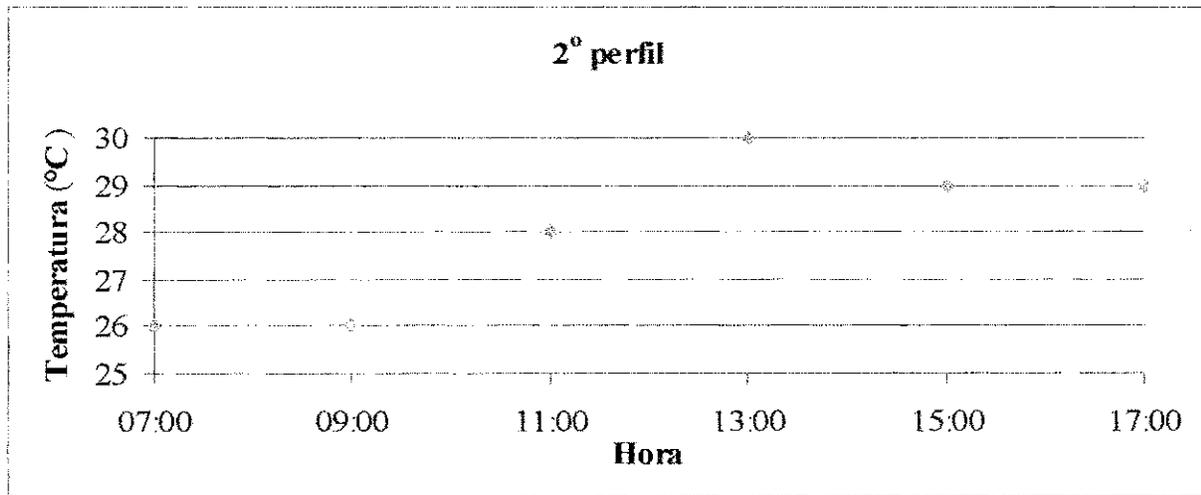


Figura 4.15.b – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 01 de junho de 2007.

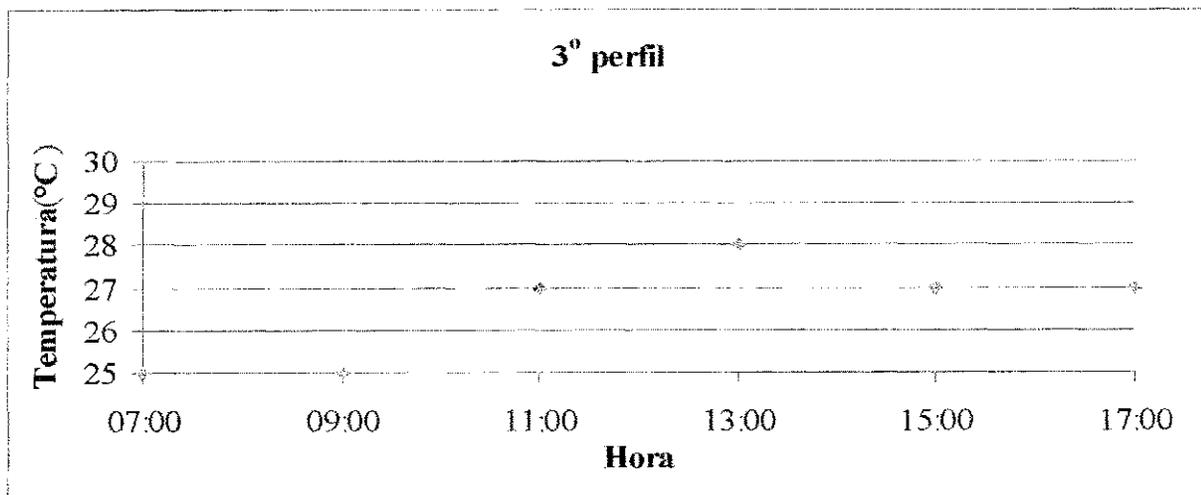


Figura 4.15.c – Variação da temperatura no efluente final da ETE durante o período diurno, em 13 de julho de 2007.

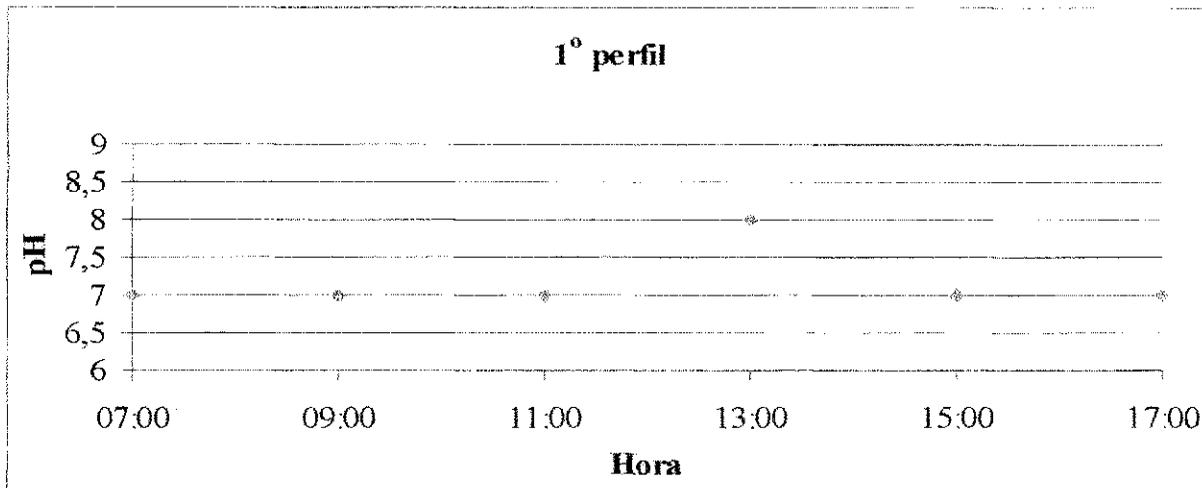


Figura 4.16.a – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 20 de abril de 2007.

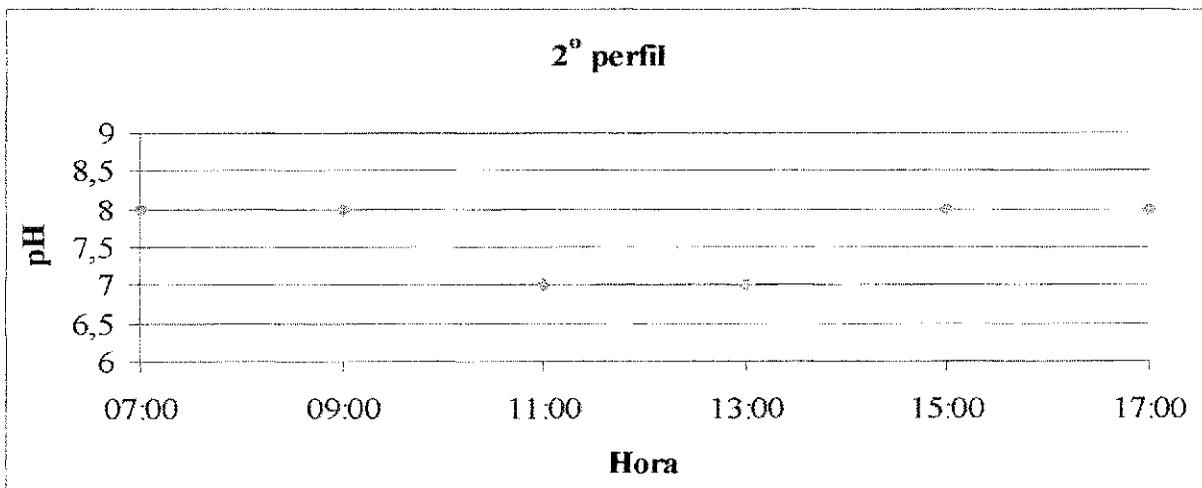


Figura 4.16.b – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 01 de junho de 2007.

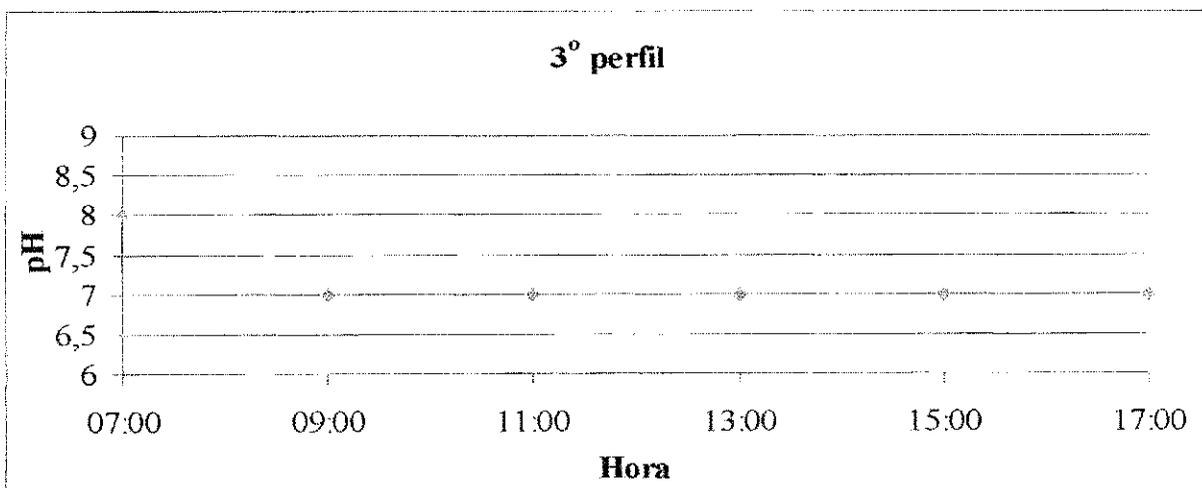


Figura 4.16.c – Variação do pH no efluente final da ETE durante o período diurno, em 13 de julho de 2007.

5 DISCUSSÃO

5.1 Sobre a caracterização da população contribuinte à ETE

A ETE em estudo trata águas residuárias geradas por bairros populares da Zona Leste da Cidade de Campina Grande. Desses, dois são bairros periféricos (Belo Monte e Jardim América), que, atualmente, contribuem com apenas uma parte do seu esgoto para a ETE. Dois outros, são conjuntos habitacionais (Glória I e Glória II), recém-construídos, que abrigam as famílias transferidas de uma extinta favela da cidade. De acordo com CEHAP (2003), citado por Almeida (2007), a população desses conjuntos habitacionais é, na maioria, de baixa renda, pois 70,6% das famílias não têm renda ou a renda familiar mensal atinge apenas um salário mínimo. Outros dados revelam as péssimas condições sanitárias da área de origem da população, pois somente 74% das famílias eram atendidas pelo abastecimento público de água, 89,7% tinham os esgotos lançados a céu aberto, 7,5% utilizavam fossas sépticas e 2,6% fossas negras. Esse contato direto com águas servidas é oportuno a transmissão de doenças de veiculação hídrica devido a exposição da população à contaminação com agentes infecciosos. Segundo dados do posto do Programa de Saúde da Família (PSF, 2003 apud ALMEIDA, 2007) as doenças mais frequentes nos atendimentos à população da favela eram verminoses (25,6%), problemas respiratórios (24,3%), diarreia (20,4%) e doenças de pele (14,5%). Diante desses dados relatados é possível perceber como era grande a necessidade de proporcionar serviços de saneamento básico, principalmente o esgotamento sanitário, aos moradores da favela. Com a alocação das famílias aos novos conjuntos habitacionais é provável que, com o passar do tempo, sejam desenvolvidos hábitos de higiene adequados, fazendo com que ocorra uma melhoria considerável do quadro epidemiológico da população que, atualmente, está servida de infra-estrutura, formada por sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário, drenagem de águas pluviais, pavimentação, coleta de lixo, escola e posto de saúde.

5.2 Sobre a caracterização das águas residuárias tratadas na ETE

Neste trabalho, o estudo das variáveis físico-químicas e biológicas revelou uma maior concentração do esgoto produzido pelos bairros periféricos, com relação ao esgoto da rede geral da Cidade de Campina Grande, em termos de matéria orgânica (DBO_5), sólidos e ovos de helmintos. A rede geral recebe águas residuárias de bairros com diferentes níveis de desenvolvimento e diversas atividades econômicas, fazendo com que a contribuição seja diversificada, embora ainda predominantemente doméstica (DQO/DBO de 2,69). Nos bairros populares em estudo, a contribuição de esgoto é quase inteiramente doméstica (DQO/DBO de 1,80), pois abrigam uma população de baixa renda com características homogêneas, que levam a uma prática do consumo de água estritamente doméstico. O maior consumo *per capita* da população de Campina Grande e uma maior extensão da rede coletora (DBO_5 a montante da rede coletora é superior à DBO_5 a jusante) são fatores que contribuem para uma menor concentração de material biodegradável das águas residuárias da rede geral. Nos bairros populares da Zona Leste da cidade, o consumo *per capita* da população contribuinte é menor, o que responde pela produção de águas residuárias mais concentradas.

Foi surpreendente a grande concentração de ovos de helmintos nas águas residuárias produzidas pela população contribuinte à ETE. Alguns hábitos da população servida, principalmente a falta de higiene doméstica, influenciam a presença desses parasitas. Foi observado com muita frequência, em visitas a esses bairros, crianças descalças e, até mesmo, despidas brincando nas ruas, além da convivência com animais que podem estar envolvidos nos ciclos biológicos de parasitas intestinais.

A Cidade de Campina Grande, assim como outras cidades brasileiras em constante desenvolvimento, tem recebido, nas últimas décadas, grupo de migrantes de áreas rurais que geralmente residem em assentamentos formados por invasões que podem levar à população a viver em condições precárias. O Bairro Pedregal, em Campina Grande, é um exemplo dessas invasões que abriga uma população de baixa renda, onde boa parte das famílias mora em locais sem nenhuma infra-estrutura. É oportuno destacar a semelhança entre as características das águas residuárias produzidas pelos bairros em estudo com as produzidas pelo bairro Pedregal na época em que o consumo de água era estritamente doméstico. Dixo (1990) estudando a remoção de organismos patogênicos do efluente de um digestor anaeróbio, através de lagoas de estabilização, observou que as águas residuárias do Bairro Pedregal eram muito concentradas devido ao consumo reduzido de água pela população. Segundo a autora, o recente beneficiamento com um sistema de abastecimento e esgotamento sanitário associado

às baixas condições econômicas e sociais da população foram fatores contribuintes para a grande concentração de ovos de helmintos nas águas residuárias do Bairro Pedregal, no período de estudo (julho de 1989 a abril de 1990). A Tabela 5.1 resume as características das águas residuárias da rede geral da Cidade de Campina Grande e de comunidades de baixa renda, como o Bairro Pedregal e os quatro bairros a que se refere este trabalho.

Tabela 5.1 – Caracterização das águas residuárias da rede geral da Cidade de Campina Grande, dos bairros em estudo (Glória I, Glória II, Belo Monte e Jardim América) e do Bairro Pedregal.

LOCAIS	DBO ₅ mg/L	DQO mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	Coliformes termotolerantes UFC/100mL	Helmintos ovos/L
Campina Grande (*)	334	898	244	71	173	6,04E+07	45
Glória I, Glória II, B. Monte e J. América	454	817	575	84	491	7,80E+07	1842
Pedregal (**)	771	1096	681	-	-	2,8E+07	16774

Fontes: (*) OLIVEIRA, A., 2002. (**) DIXO, (1990).

5.3 Sobre a operação da estação de tratamento de esgotos

Os sistemas de lagoas de estabilização em série no tratamento de águas residuárias domésticas podem promover um efluente de boa qualidade sanitária a um baixo custo, porém, o bom desempenho das lagoas está condicionado a configuração e construção do sistema e, principalmente, a uma eficiente rotina de operação e manutenção. A operação se resume ao acompanhamento dos fatores físicos, químicos e biológicos; daí a importância da monitoração da ETE com o objetivo de avaliar o desempenho de tratamento das unidades do sistema.

A ETE operou com vazão média de 6,85 l/s (591,64 m³/dia) valor que se apresentou inferior ao previsto em projeto (Tabela 3.1). A lagoa anaeróbia operou com uma carga orgânica volumétrica de 75,26 gDBO₅/m³.dia, próximo a valores encontrados em estudos de lagoas anaeróbias na região. Arruda (2004) estudando o desempenho da lagoa anaeróbia do pólo de tratamento de esgotos de João Pessoa, relatou uma carga orgânica volumétrica de 86,45 gDBO₅/m³.dia. A lagoa facultativa operou com uma carga orgânica superficial de 200,68 kgDBO₅/ha.dia inferior a carga máxima permissível em projeto. Convém ressaltar que valores próximos ao máximo, considerado no projeto, podem levar a lagoa facultativa a condições anaeróbias. De fato, a equação utilizada no cálculo da carga orgânica superficial máxima, permitida para a lagoa facultativa, foi baseada na temperatura média do mês mais frio do ano, porém, o valor de 27°C adotado em projeto é superior à realidade de Campina

Grande (20,1°C)¹, o que pode ter resultado em um valor superestimado. Além do mais, sendo uma lagoa facultativa secundária, a carga máxima (Equação 2.5) deveria corresponder a somente setenta por cento da carga estimada para uma facultativa primária. De acordo com essas considerações, a carga orgânica máxima permissível para a lagoa facultativa é de 197 kgDBO₅/ha.dia, demonstrando que a lagoa, no período de estudo, estava funcionando praticamente no limite de suas condições de operação.

O tempo de detenção hidráulica total de 17,4 dias, sendo 6,03 dias para a lagoa anaeróbia e 11,36 para a lagoa facultativa, foi superior aos 9,5 dias previstos em projeto (3,5 dias para a lagoa anaeróbia e 6 dias para a lagoa facultativa).

Considerando essas características operacionais, pode-se perceber que apesar da ETE está operando com uma vazão inferior a de projeto, a lagoa facultativa está operando sob condições estressantes. Essas condições de operação tendem a se tornar mais críticas com o passar do tempo, na medida em que novas contribuições forem acrescentadas ao sistema o que pode levar a lagoa facultativa a operar totalmente anaeróbia.

5.4 Sobre o desempenho do sistema

Com a monitoração da ETE, foi possível observar uma boa eficiência do sistema em período de aclimação, comparado a outros sistemas de configurações semelhantes, já há bastante tempo em operação na região. A remoção média de 90,3% da DBO₅ no sistema, superou aquela (86,4%) estimada no projeto, sendo a maior parte da matéria orgânica biodegradável removida na lagoa anaeróbia que apresentou a excelente eficiência média de 74,9%. Florentino (1992), caracterizando o sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira (PB), operando com uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa secundária, relata uma eficiência de remoção de 90% do material biodegradável ao longo do sistema, sendo a lagoa anaeróbia responsável pela remoção de 68%. Vale ressaltar que no projeto da ETE em estudo, o cálculo da DBO₅ efluente da lagoa anaeróbia foi baseado em uma eficiência de 83% de remoção, no entanto, este valor admitido é bastante superior à capacidade de remoção de material biodegradável em lagoas anaeróbias.

A maior eficiência de remoção de DQO na ETE, também ocorreu na lagoa anaeróbia, com 67,32%, superando a eficiência (63,53%) encontrada por Baracuchy (2006), numa série de duas lagoas anaeróbias da ETE de Mangabeira em João Pessoa (PB).

¹INMET. Normais Climatológicas (1961-1990).

A remoção de SST do sistema se encontra dentro da faixa citada na literatura para sistemas em escala real na Paraíba. Nos trabalhos recém-referidos (FLORENTINO, 1992 e BARACUHY, 2006) foram relatadas as remoções de 89% e 62%, respectivamente. A lagoa anaeróbia foi responsável por uma remoção de 83,13% dos SST e a lagoa facultativa contribuiu com o aumento de 4,35%, o que pode ser atribuído à biomassa de fitoplâncton presente na massa líquida da lagoa facultativa, contribuindo com grande parte da concentração de sólidos suspensos. O efluente final apresentou uma concentração média de 122 mgSST/L, elevada quando comparada com a faixa encontrada em outros sistemas de lagoas em série (FLORENTINO, 1992, relata um efluente da lagoa facultativa com 44mgSST/L; OLIVEIRA, A., 2002, cita uma concentração de 65 mgSST/L na ETE de Campina Grande, BARACUHY, 2006, refere-se a 75mgSST/L na ETE de Mangabeira). No entanto, essa concentração é admissível, para o lançamento do efluente em corpos receptores (EEC, 1991), levando em conta que as médias da DBO₅ e DQO filtradas do efluente da lagoa facultativa foram de 10 mg/L e 64 mg/L (Tabela 4.7), respectivamente.

A condição de aerobiose na superfície da lagoa facultativa não se mostrou freqüente durante o período de monitoração. A concentração média de 0,12 mgOD/L indicou uma baixa aerobiose na lagoa, que pode ser consequência da presença de sólidos flutuantes, principalmente lixo e restos de plantas, e a freqüente presença de uma manta esverdeada na superfície da lagoa devido à superfloração de fitoplâncton, impedindo a passagem da radiação solar. A ausência de OD no efluente final, em grande parte das amostras coletadas (até a 13ª coleta), também pode se atribuída ao período de aclimatação da lagoa. Só a partir da 14ª coleta foi que a lagoa começou a apresentar concentração não nula de OD, em alguns dias de coleta.

A redução de 95,15% de coliformes termotolerantes na lagoa anaeróbia foi semelhante à observada (93,95%) por Baracuhy (2006) em uma série de duas lagoas anaeróbias e bastante superior a remoções de outros sistemas operando com uma única lagoa anaeróbia (ARRUDA, 2004 e FLORENTINO, 1992 relatam eficiências de 88,79% e 79,41%, respectivamente). Segundo Ceballos (2000) sistemas de lagoas de estabilização removem coliformes termotolerantes em uma ordem logarítmica (\log_{10}), em cada lagoa. Na ETE estudada, essa redução de uma ordem de grandeza realmente ocorreu em cada uma das lagoas, no entanto, a concentração média final de $4,17 \times 10^5$ UFC/100mL é bastante elevada. Isto significa um efluente final com elevado nível de contaminação fecal.

O sistema de lagoas de estabilização não se apresentou satisfatório na remoção de ovos de helmintos. A ETE recebeu esgoto com concentração média de 1842 ovos/L, produzindo

um efluente final com concentração média de 5 ovos/L, sendo a grande maioria destes, ovos de *A. lumbricoides*. Em grande parte das amostras do efluente final com presença de helmintos foram observadas concentrações superiores a 1 ovo/L. Diversos estudos de lagoas em série, de configuração semelhante à da ETE estudada, relatam eficiência de remoção de 100%, significando ausência de ovos de helmintos (FLORENTINO, 1992 e OLIVEIRA, A., 2002) no efluente final. Convém salientar que, atualmente, o tempo de detenção hidráulica da série de lagoas excede o valor de projeto, mas, na medida em que novas contribuições forem acrescidas ao sistema, o tempo de detenção irá diminuir consideravelmente, o que poderá reduzir a sua eficiência na remoção de ovos de helmintos já que há uma relação direta entre remoção e tempo de detenção hidráulica.

5.5 Sobre a manutenção da ETE

Durante a monitoração, no período em que a ETE se encontrava em fase de finalização de construção (março a maio de 2007), sua manutenção não estava sendo feita de forma adequada. A monitoração do sistema foi iniciada, aproximadamente, dois meses depois da lagoa facultativa começar a sangrar, porém o tratamento preliminar não estava operando devido à impossibilidade da instalação de seus dispositivos (grade de barras e comportas da caixa de areia) sem o término da construção do muro de proteção contornando a área da ETE. Isto contribuiu para que o lixo presente no esgoto, chegasse até as lagoas, formando barreiras na superfície destas, prejudicando diretamente a lagoa facultativa. A presença de material inerte no sistema, além de prejudicar a eficiência das unidades de tratamento pode causar a obstrução das canalizações. Após o término das obras, a partir do dia 28 de maio de 2007 (18º dia de coleta), o tratamento preliminar começou a funcionar, sendo possível observar uma diminuição da entrada de lixo nas lagoas, nos dias subsequentes. Com a retenção do lixo na grade de barras foi verificado um grande acúmulo de material grosseiro em pouco tempo, o que demonstrou a necessidade de limpeza do dispositivo na frequência necessária. Convém lembrar que o material retido na grade de barras, depois de removido, deve ter um destino final adequado. Podem ser realizadas, como alternativa, operações de lavagem e secagem para evitar liberação de odores e, posteriormente, o acondicionamento em sacos plásticos resistentes, adequados para resíduos domésticos, para disposição no sistema de coleta pública local.

Na lagoa anaeróbia foi observada a presença de animais mortos (ratos e sapos) no dispositivo de entrada e no seu interior, fato que também, pode ser evitado com a utilização

adequada da grade de barras e a limpeza periódica da mesma. Ainda na lagoa anaeróbia foi observado o arraste de espuma, pelo dispositivo de saída (Figura 3.8) que não é o adequado para saídas de efluentes em lagoas. O arraste desse material pode ser evitado utilizando uma conexão retentora de espuma. O Apêndice A ilustra o dispositivo de saída com um tê conectando a tubulação já existente na saída, a um tubo vertical (\varnothing de 200 mm), evitando assim o arraste da espuma.

Na lagoa facultativa foi verificado o acúmulo de material flutuante em duas regiões próximas aos dispositivos de entrada. Nas reais condições de operação da lagoa facultativa em estudo, a limpeza periódica dessas regiões deve ser feita para evitar o comprometimento da operação do sistema, com a diminuição da eficiência do tratamento. A presença de uma manta esverdeada na superfície da lagoa facultativa foi observada com frequência, devido ao florescimento de algas e cianobactérias. Essa manta, que impede a passagem da luz e produz odor desagradável devido à morte das algas, pode ser quebrada com jatos de água ou rastelo, ou removida com peneiras e depois enterrada em local adequado.

Nos primeiros dias de monitoração (1ª à 8ª coleta), no período de 07 de março a 2 de abril de 2007, foi observada a presença de plantas na superfície da lagoa facultativa que cresceram durante a fase inicial de operação da lagoa devido, provavelmente, ao baixo nível da lâmina líquida e à baixa vazão de esgotos. No início de operação das lagoas, a ETE recebia contribuição de esgotos de, apenas, dois bairros (Glória I e Glória II). Após quatro meses, começou a ser lançado na ETE o esgoto dos outros bairros contribuintes (Belo Monte e Jardim América). Ao realizar a 9ª coleta (04/04/2007) foi verificado que houve colheita de boa parte das plantas existentes na lagoa facultativa. A partir daí, foi observada a frequente obstrução do dispositivo de saída (vertedor triangular) da lagoa, devido à grande quantidade de folhas e galhos de plantas, que podem ter sido deixados na lagoa por ocasião da referida colheita. A presença de vegetais em lagoas facultativas deve ser totalmente evitada, pois além de prejudicar a penetração da radiação solar, facilita o aparecimento de insetos. Quando eventualmente existentes, as plantas devem ser retiradas criteriosamente, para não haver permanência de seus resíduos no interior da lagoa e não ocorrer reincidência de crescimento.

5.6 Sobre o lançamento de efluente no Riacho Cardoso

Não se tem conhecimento de estudos realizados nas águas do Riacho Cardoso quanto aos padrões de qualidade. Sabe-se que este corpo hídrico recebe águas pluviais, efluentes tratados e águas residuárias “*in natura*” e, a jusante do ponto de lançamento do efluente final,

passa próximo a comunidades. A possibilidade do contato e da ingestão da água do Riacho Cardoso, por essa população, é pequena, no entanto, na região, principalmente próximo ao ponto de lançamento do efluente da ETE no corpo receptor, foi notada a presença de muitos animais, como cavalos e porcos, que podem utilizar essa água para dessedentação, e, ainda, nas proximidades da ETE, foi observada a existência de muitas terras com culturas cerealíferas.

A implantação da ETE na Zona Leste da Cidade de Campina Grande representou uma melhoria significativa na qualidade das águas do Riacho Cardoso, diminuindo consideravelmente o impacto ambiental sofrido pelo corpo receptor que, anteriormente, recebia águas residuárias brutas. No entanto, não se pode deixar de destacar a necessidade de melhoria da qualidade sanitária do efluente da ETE, visto que a concentração de coliformes termotolerantes do efluente da lagoa facultativa ainda é indicativa de uma alta contaminação fecal. Além disso, o efluente final apresentou quantidade de ovos de helmintos superior ao limite recomendado de até 1 ovo/L (WHO, 1989; 2006²) para o uso irrestrito na irrigação. A presença desses pode representar um risco à população, pois as doses infectivas são muito baixas, bastando, normalmente, apenas o contato com um ovo embrionado. Portanto, faz-se necessário destacar a importância da construção de uma ou mais unidades de tratamento subsequentes, com o principal objetivo de aumentar a eficiência do sistema na remoção de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.

5.7 Perspectivas

A estação de tratamento foi projetada para atender a uma população de 8400 habitantes. Atualmente, recebe contribuição de parte dessa população, o que confere ao sistema uma vazão de operação abaixo do seu limite. Apesar do sistema ter demonstrado um bom desempenho, com o passar do tempo esse comportamento tenderá a cair, pois foi possível perceber que as unidades de tratamento estão funcionando no limite de suas condições operacionais. Do modo como foi projetada, com carga orgânica alta e uma profundidade de 2 m, e, ainda, considerando que as concentrações de OD nas amostras do efluente final foram, na maioria, nulas a lagoa facultativa tende a se transformar em anaeróbia.

² BASTOS, R. K. X; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In: SANTOS, M. L. F. (Coord.) Tratamento e utilização de esgotos sanitários. ABES, 2006, p 17-61. (PROSAB 4).

Na medida em que novas contribuições forem acrescentadas à vazão afluyente as condições de operação da ETE irão se tornar mais críticas, o que afetará, conseqüentemente, a eficiência do sistema de tratamento. Sendo assim, deve ser dada continuidade à monitoração do sistema, com a avaliação das características, físico-químicas e biológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas, a fim de acompanhar a eficiência do tratamento, de acordo com a capacidade do sistema e com as exigências estabelecidas pela legislação.

Não se pode deixar de incluir, a possibilidade, da implantação de uma ou mais unidades de maturação, como alternativa de melhoria da qualidade sanitária do efluente final. Convém destacar que a população mais a jusante da ETE pode desenvolver atividades econômicas o que refletirá na qualidade do efluente gerado, assim, pode ser considerada a possível utilização de sistemas unitários de tratamento para o reuso de efluentes tratados. Uma boa alternativa é a aplicação de reservatórios profundos ou barragens, em série, em áreas a jusante da ETE, sendo possível a acumulação de efluentes para utilização em atividades geradoras de renda pela população.

Com a construção dos dois conjuntos habitacionais e da ETE, a contribuição lançada no Riacho Cardoso tende a aumentar gradativamente. Portanto, é aconselhável um estudo do impacto que o aumento de vazão pode causar às comunidades circunvizinhas ao corpo receptor, localizadas a jusante do ponto de lançamento do efluente final da ETE.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A monitoração da ETE permitiu concluir que o sistema de lagoas de estabilização em série apresentou desempenho na remoção de material orgânico e coliformes termotolerantes superior aos de outros sistemas de configuração semelhante na região.

As características operacionais mostraram que as unidades de tratamento estão funcionando no limite de suas condições de operação. Apesar do sistema ter apresentado um bom desempenho, esse comportamento tenderá a diminuir pois, na medida em que novas contribuições forem acrescidas à vazão afluente, as condições de operação da ETE irão se tornar mais críticas.

Do modo como foi projetada (carga orgânica alta e profundidade de 2m) é provável que a lagoa facultativa secundária passe a operar sob condições totalmente anaeróbias. As concentrações de OD nas amostras do efluente final foram, na maioria, nulas, demonstrando que a lagoa estava funcionando sob condições estressantes.

A construção da ETE na Zona Leste da Cidade de Campina Grande representou uma intervenção importante no ciclo de transmissão de doenças de veiculação hídrica, particularmente as da via feco-oral, e também uma significativa melhoria na qualidade das águas do corpo receptor (Riacho Cardoso). Porém, o sistema não produziu um efluente de boa qualidade sanitária, visto que a concentração de coliformes termotolerantes foi indicativa de uma alta contaminação fecal e, ainda, com a presença de grande quantidade de ovos de helmintos. Portanto, é necessário destacar a importância do planejamento de uma ou mais unidades de tratamento subseqüentes com vistas à melhoria da qualidade sanitária do efluente final.

Diante do comprometimento operacional do sistema, principalmente da lagoa facultativa secundária, é recomendável que a empresa responsável pelo funcionamento da ETE, a CAGEPA, possibilite melhores condições de operação e manutenção das unidades de tratamento. Dessa maneira, é importante prover um melhor treinamento e supervisão do pessoal encarregado da manutenção da ETE.

Convém destacar a necessidade de uma maior atenção quanto a elaboração dos projetos, para que sejam evitados possíveis erros que comprometam consideravelmente o desempenho operacional dos sistemas de tratamento.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, S. A. B. de. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda no nordeste do Brasil – Estudo de caso.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th ed. Washington, D.C: American Public Health Association, 1998.

ARRUDA, C. B. A. **Estudo do desempenho da lagoa anaeróbia profunda da pedreira N°7 do pólo de tratamento de esgotos da bacia do Rio Paraíba na grande João Pessoa.** 2004. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2004.

AZEVEDO NETTO, J. M.; ALVAREZ, A.G. **Manual de hidráulica.** 6 ed. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1996.

BARACUHY, M. P. **Desempenho operacional do módulo 2 da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira na grande João Pessoa.** 2006. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

BASTOS, R. K. X; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In: SANTOS, M. L. F. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** ABES, 2006, p 17-61. (PROSAB 4).

BRASIL. Ministério das Cidades. Acessoria de comunicação. **SNIS 2005 mostra crescimento das redes de esgoto e água no país**, 2006. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br>>. Acesso em : 01 abr. 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de Março de 2005, Seção 1.

CEBALLOS, B. S. O. de. Eliminación de microorganismos por medio del tratamiento de las aguas residuales. In: MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. Colômbia: McGraw-Hill, 2000, Cap. 4.

CEHAP. Companhia Estadual de Habilitação Popular. **Projeto de trabalho Técnico Social para os bairros Glória I e Glória II**. João Pessoa, 2003.

COURA, M. de A. **Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico na região tropical**. 2002. 220f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2002.

CURTIS, T. P. ; MARA, D. D. **The effect of sunlight on mechanisms for the die – off of faecal coliform bacterial in waste stabilization ponds**. Research monograf nº1, University of Leeds, 1994.

DIXO, N. G. H. **Remoção de organismos patogênicos do efluente de um digester anaeróbio, através de lagoas de estabilização**. 1990. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1990.

FLORENTINO, I. Q. B. **Caracterização do Sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira-PB**. 1992. 131f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1992.

GLOYNA, E. F.; TISCHLER, L. F. **Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems**. Journal of the Water Pollution Control Federation, 1981.

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

KÖNIG, A. **Biología de las lagunas de estabilización: algas.** In: MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío.** Colômbia: McGraw-Hill, 2000, Cap. 2.

KÖNIG, A. **O tempo de decantação influenciando no aumento do número de ovos de helmintos em amostras de esgoto bruto.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa: ABES, 2001.

MARA, D. D. **Sewage Treatment in Hot Climates.** Chichester: John Wiley & Sons, 1976.

MARA, D. D.; PEARSON, H.W. **Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds.** IN: *Biotechnology – A Comprehensive Treatise*, vol 8, cap 4, ed. H. J Rehm and G Reed. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986.

MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío.** Colômbia: McGraw-Hill, 2000.

OLIVEIRA, A. S. **Observação sobre o desempenho das ETE's de Campina Grande e Monteiro (PB).** 2002. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2002.

OLIVEIRA, R. **The Performance of deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** PhD Thesis, The University of Leeds, U. K, 1990.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETE's em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1- análise de desempenho.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. v.10, n.4, out./dez. 2005.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETE's em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2 - Influência de fatores de projeto e operação.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. v.10, n.4, out./dez. 2005.

PARAÍBA. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). **Estação de tratamento de esgotos do loteamento Glória I e II, Campina Grande – PB.** João Pessoa, PB, 2005, 15p.

PARAÍBA. EMBRAPA. **Dados meteorológicos : Evaporação do Tanque C/A.** Campina grande, PB, 2007.

PARAÍBA. Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente. **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA)**. Campina Grande, PB, 2007.

PEARSON, H. W. **Algae associated with sewage treatment**. In: **Microbial Technology in the Developing World**. (Ed. E. J. da Silva, Y. R. Dommergues, E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, 1987.

SILVA, S. **On the Treatment of Domestic Sewage in waste Stabilization Ponds in Northeast Brasil**. PhD Thesis, University of Dundee, UK, 1982.

SOKAL, R.R; ROHLF, F. J. **Biometry – The Principles and Practise of Statisties in Biological Research**, 2nd edição. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1981.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgoto em Regiões de Clima Quente**. Campina Grande – PB: Epgraf, 1994.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento Biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Vol 1. UFMG. Belo Horizonte, MG, 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento Biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização**. Vol 3. UFMG. Belo Horizonte, MG, 1996b.

VON SPERLING, M. et al. **Avaliação e desempenho de 115 lagoas facultativas primárias e secundárias no Sudeste do Brasil, tratando esgotos municipais**. XI *SILUBESA*, Natal – RN, 2004.

WHO. **Wasterwater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Praticce**. Technical Publication, nº 10, Alexandria: Regional Office for the Eastern Mediterranean, 1987.

WHO. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Report of a Scientific Group. Technical Report Series 778. Geneva, 1989.

APÊNDICE A - Desenho esquemático do dispositivo de saída da lagoa anaeróbia constituído de uma conexão retentora de espuma.

