



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE**

**DESEMPENHO OPERACIONAL DO MÓDULO 2 DA ESTACÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DE MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

MANUELA PONTES BARACUHY

CAMPINA GRANDE
MARÇO/2006

**DESEMPENHO OPERACIONAL DO MÓDULO 2 DA ESTACÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DE MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

MANUELA PONTES BARACUHY

MANUELA PONTES BARACUHY

**DESEMPENHO OPERACIONAL DO MÓDULO 2 DA ESTACÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DE MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado
em Engenharia Civil da Universidade Federal de
Campina Grande – UFCG, em cumprimento às
exigências para obtenção do grau de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos

Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadores: Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura

Prof. Dr. Rui de Oliveira

CAMPINA GRANDE - PB

MARÇO/2006



B223d Baracuhy, Manuela Pontes
2006 Desempenho operacional do Módulo 2 da Estação de Tratamento de esgoto de Mangabeira na grande João Pessoa/ Manuela Pontes Baracuhy. — Campina Grande, 2006.
88f. il.

Referencias.

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

Orientadores: Mônica de Amorim Coura e Rui de Oliveira.

1— Lagoas de Estabilização em Série 2— Remoção de Matéria Orgânica 3_ Remoção de Coliformes Termotolerantes I— Título

CDU 628.357

**DESEMPENHO OPERACIONAL DO MÓDULO 2 DA ESTACÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS DE MANGABEIRA NA GRANDE JOÃO PESSOA**

COMISSÃO EXAMINADORA



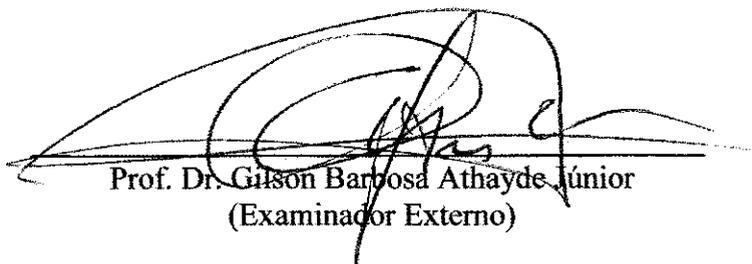
Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura
(Orientadora)



Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Orientador)



Prof. Dra. Paula Francinetti F. Cavalcanti
(Examinadora Interna)



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior
(Examinador Externo)

CAMPINA GRANDE - PB

MARÇO/2006

Dedico este trabalho à minha
família, pelo o amor, compreensão
e incentivo em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde, pelo dom da superação, da paciência e pelos conhecimentos adquiridos nessa fase da minha vida;

Aos meus pais, César e Graça, e aos meus irmãos Carla e César Vinícius, pelo o amor, compreensão e ajuda nos momentos difíceis;

A Professora Dra. Mônica de Amorim Coura e ao professor Dr. Rui de Oliveira, pela orientação, dedicação e paciência na execução deste trabalho. A esses grandes profissionais e seres humanos, que servirão de exemplo para minha vida profissional, meu carinho e respeito;

Aos colegas e amigos Luciano, João Batista e Kleber, pela amizade, apoio e paciência que demonstraram para comigo, nos momentos de dificuldades de ordem científica e técnica;

À Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA – a quem agradeço o apoio recebido para realização da pesquisa, agradecimento que materializo nas pessoas de Dra. Tânia Maia, Dr. Rubéns Falcão e Dra. Carolina Arruda;

Aos funcionários do Laboratório da CAGEPA, Dra. Laís, Soraia, Maribel, Dona Cleonice e a Dilermando, pelo apoio prestado;

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;

Aos funcionários da AESA;

A professora Celeide Sabino pelas orientações no tratamento estatístico dos dados;

À CAPES, pelo apoio financeiro dispensado;

A todas as pessoas que contribuíram de forma direta ou indireta para a concretização deste trabalho.

RESUMO

Este estudo avaliou o desempenho operacional do Módulo 2 da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira na Grande João Pessoa (7°10'Sul; 34°49'Oeste), estado da Paraíba, nordeste do Brasil, que foi inicialmente projetado para funcionar com reatores com lodo em suspensão, contando com uma lagoa aerada com mistura completa, seguida por uma lagoa facultativa e, por último, uma lagoa de maturação, mas, em virtude de uma nova política administrativa da empresa encarregada de sua operação, o sistema foi transformado e passou a operar com duas lagoas anaeróbias seguidas de uma lagoa facultativa secundária. Amostras do esgoto bruto (EB) afluente e efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA₁), anaeróbia 2 (LA₂) e facultativa (LF) foram coletadas semanalmente por um período de oito meses (março a novembro de 2005), tendo sido analisadas as variáveis pH, DBO₅, DQO, oxigênio dissolvido, temperatura, sólidos suspensos, condutividade elétrica, alcalinidade total, acidez total e o indicador de contaminação fecal coliformes termotolerantes. A concentração da biomassa de algas e cianobactérias expressa como clorofila "a", foi determinada em amostras dos efluentes da segunda lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa secundária. Também foi estudada a variabilidade da vazão afluente a LA₁ e foram realizados dois estudos com vistas à caracterização das variáveis de qualidade do afluente e dos efluentes do sistema ao longo do ciclo diário. Com os resultados obtidos da monitoração da vazão e da DBO₅ média (264mg/l) afluente ao Módulo 2, foi possível estimar a vazão média diária de 35,52 l/s, a carga orgânica volumétrica de 57,74gDBO₅/m³.dia, valores que estão abaixo dos previstos em projeto para o final do plano, e o tempo de detenção hidráulica real de 28,41 dias para o sistema, que é superior ao de projeto. Essas características operacionais mostram que o sistema está operando com folga. Com a monitoração foi observado que o desempenho do sistema é compatível com os de outros sistemas regionais (Campina Grande e Guarabira) de configurações semelhantes e que a série de lagoas anaeróbias foi eficiente, sendo que a maior eficiência de remoção ocorreu na primeira lagoa da série. A mudança promovida na configuração do sistema foi satisfatória, entretanto o efluente ainda não atende às exigências para ser lançado no corpo receptor.

ABSTRACT

This study evaluated the operational performance of the Module 2 of the Sewage Treatment Plant of Mangabeira in the City of João Pessoa (7°10"South; 34°49"West), Paraíba state, northeast Brazil which was designed and initially operated with three reactors in series, being the first an aerated pond with complete mixture, followed by a facultative aerated pond and a maturation pond, but, nowadays, as a consequence of a new managing policy, it is made up of three stabilization ponds in series, being two anaerobic and a secondary facultative one. Samples of the influent raw sewage (EB) and effluents of the ponds anaerobic 1 (LA₁), anaerobic 2 (LA₂) and facultative (LF) were weekly collected during a period of eight months (between March and November 2005), having been analyzed the variables pH, BOD₅, COD, dissolved oxygen, temperature, suspended solids, electrical conductivity, total alkalinity, total acidity, and the fecal indicator thermotolerant coliform. Algae and cyanobacteria biomass in terms of chlorophyll "a" was estimated only in samples collected from the effluents of both the second anaerobic and the facultative ponds. Influent flow-rate fluctuations were monitored and two studies on daily variation of variables in raw sewage and pond effluents were also carried out. Based on the flow-rate mean value of 35.52 l/s, the influent BOD₅ mean value (264mg/L) and the geometric characteristics of the ponds the actual total hydraulic retention time of 28.41 days and the volumetric organic loading of 57.74gDBO₅/m³.dia, for the first anaerobic pond, were estimated demonstrating that the treatment system is still operating underloaded. The analysis of monitoring data showed that the performance of Module 2 was similar to those of regional (Campina Grande and Guarabira) systems with nearly the same configuration. It was, also, demonstrated that from the point of view of the variables analyzed herein the design of two anaerobic ponds in series may improve the general performance of a series of ponds. Therefore, the adaptation of the reactors to a new configuration proved to be satisfactory, however the final effluent doesn't comply yet with the requirements for discharge into receiving water bodies.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	I
LISTA DE TABELAS.....	V
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	1
CAPÍTULO 2 – REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 – Lagoas de Estabilização.....	3
2.1.1 – Introdução.....	3
2.1.2 – Vantagens e desvantagens de sistema de lagoas de estabilização.....	4
2.1.3 - Fatores bióticos e abióticos das lagoas de estabilização.....	4
2.2 – Microrganismos presentes em lagoas de estabilização.....	5
2.3 - Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização.....	6
2.3.1 – Processos energéticos em lagoas de estabilização.....	7
2.4 - Classificação de lagoas de estabilização.....	10
2.4.1 - Lagoas Anaeróbias.....	11
2.4.2 – Lagoas Facultativas.....	12
2.4.3 – Lagoas de maturação.....	15
2.5 – Sistema de lagoas de estabilização em série.....	15
2.5.1 – Operação e manutenção de sistemas de lagoas de estabilização.....	16
2.6 – Padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores.....	17
2.6.1 – Legislação e qualidade da água.....	17
2.7 – Utilização de efluentes de lagoas de estabilização.....	18
2.8 - Aspectos estéticos de sistemas de lagoas de estabilização.....	19
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
3.1 – Localização.....	20
3.2 – Descrição do Sistema.....	21
3.2.1 – Sistema de esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa.....	21
3.2.2 - Características do Módulo 2 da ETE Mangabeira.....	22

3.3 - Alimentação do Sistema.....	24
3.4 – Procedimento para coleta e preservação das amostras.....	27
3.5 – Análises realizadas.....	28
3.6 – Variáveis analisadas.....	29
3.7 – Medição de vazões.....	30
3.8 – Análises estatísticas.....	30

CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – Dados de vazão.....	31
4.1.1 – Descrição dos dados de vazão para a totalidade do período estudado.....	31
4.1.2 – Variação das vazões médias diárias no período de monitoração do afluente.....	32
4.1.3 – Vazão média horária.....	38
4.1.4 - Comportamento da vazão para cada dia particular da semana.....	40
4.2 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas.....	42
4.2.1 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	44
4.2.2 – Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	46
4.2.3 – OD.....	47
4.2.4 Condutividade Elétrica (CE).....	49
4.2.5 – Temperatura.....	51
4.2.6 – Potencial Hidrogeniônico (pH).....	51
4.2.7 – Acidez Total.....	53
4.2.8 – Alcalinidade total.....	55
4.2.9 – Sólidos Suspensos.....	56
4.2.10 – Coliformes termotolerantes.....	60
4.2.11 – Clorofila “a”.....	62
4.4 – Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas.....	62
4.5 – Monitoração no ciclo diário (Perfil de 24 horas).....	65

CAPÍTULO 5 – DISCUSSÃO

5.1 – Operação de Módulo 2.....	74
5.2 – Desempenho do Módulo 2.....	75
5.3 – Viabilidade da segunda lagoa na série anaeróbia.....	77
5.4 - Influência da profundidade no desempenho da lagoa facultativa secundária.....	77

5.5 – Liberação de odores.....	78
5.6 – Lançamento de efluentes no Rio Cuiá.....	79
5.7 – Perspectivas.....	80
CAPÍTULO 6 – CONCLUSÃO.....	81
CAPÍTULO 7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2 – REVISÃO DE LITERATURA

Figura 2.1 -	Seqüência do processo de digestão anaeróbia.....	10
Figura 2.2 -	Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa.....	13

CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 3.1 -	Vista geral do sistema.....	20
Figura 3.2 -	Representação esquemática da ETE de Mangabeira.....	21
Figura 3.3 -	Tratamento preliminar com grade de barras.....	23
Figura 3.4 -	Tratamento preliminar com caixa de areia.....	24
Figura 3.5 -	Caixa de distribuição de esgotos.....	25
Figura 3.6 -	Dispositivo de entrada da primeira lagoa anaeróbia.....	25
Figura 3.7 -	Canal de passagem entre as lagoas anaeróbias LA ₁ e LA ₂	26
Figura 3.8 -	Canal de passagem entre as lagoas LA ₂ e LF.....	26
Figura 3.9 -	Vista da lagoa facultativa e vertedor de saída.....	27

CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Figura 4.1 -	Variação de vazão observada na monitoração do afluente da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07/2005 a 20/09/2005	33
Figura 4.2 -	Variação média da vazão diária afluente observada na monitoração do afluente do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.....	36
Figura 4.3 -	Média (—) e limites de comparação inferior (---) e superior (---) observados na monitoração da vazão média diária afluente do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.....	37
Figura 4.4 -	Variação horária da vazão afluente ao Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/05.....	39

Figura 4.5 -	Média (—) e limites de comparação inferior (---) e superior (---) observados na monitoração da vazão horária afluyente do módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.....	40
Figura 4.6 -	Curva da variação média horária de cada dia particular da semana e a média das vazões médias de cada dia particular da semana no período de monitoração do afluyente do Módulo 2 d a ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/05.....	42
Figura 4.7.a -	Varição de DBO ₅ no EB e nos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	45
Figura 4.7.b -	Percentual de remoção de DBO ₅ em EB-LA ₁ (☉), LA ₁ -LA ₂ (☉), EB-LA ₂ (☉), LA ₂ -LF (☉) e EB-LF (☉).....	45
Figura 4.7.c -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável DBO ₅	46
Figura 4.8.a -	Varição de DQO no EB e nos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	47
Figura 4.8.b -	Percentual de remoção de DQO em EB-LA ₁ (☉), LA ₁ -LA ₂ (☉), EB-LA ₂ (☉), LA ₂ -LF (☉) e EB-LF (☉).....	48
Figura 4.8.c -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável DQO.....	48
Figura 4.9 -	Varição de OD no efluente LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	49
Figura 4.10.a -	Varição das medidas de condutividade elétrica obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa(PB), no período de março a novembro de 2005.....	50
Figura 4.10.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável CE.....	50

Figura 4.11 -	Variação das medidas de temperatura obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	51
Figura 4.12. a -	Variação dos valores de pH medidos na monitoração do EB e dos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	52
Figura 4.12.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável pH.....	53
Figura 4.13.a -	Variação dos valores de Acidez total obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	54
Figura 4.13.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável Acidez total.....	54
Figura 4.14.a -	Variação dos valores de Alcalinidade total obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	55
Figura 4.14.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a variável Alcalinidade total.....	56
Figura 4.15.a -	Variação dos sólidos suspensos totais no EB e nos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	57
Figura 4.15.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a fração de SST.....	58
Figura 4.16.a -	Variação dos sólidos suspensos voláteis no EB e nos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	58
Figura 4.16.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a fração de SSV.....	59
Figura 4.17.a -	Variação dos sólidos suspensos fixos no EB e nos efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	59
Figura 4.17.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para a fração de SSF.....	60

Figura 4.18.a -	Varição de Coliformes termotolerantes no EB e nos efluentes LA1, LA2 e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	61
Figura 4.18.b -	Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (---) e superior (---) para os Coliformes termotolerantes.....	61
Figura 4.19 -	Varição de Clorofila “a” nos efluentes LA2 e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.....	62
Figura 4.20 -	Varição da DBO ₅ no 1º (a) e 2º (b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	70
Figura 4.21 -	Varição da DQO no 1º (a) e 2º (b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	70
Figura 4.22 -	Varição do OD no 1º (a) e 2º (b) estudo do diário do Módulo 2.....	70
Figura 4.23 -	Varição da Temperatura no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	71
Figura 4.24 -	Varição do pH no 1º (a) e 2º (b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	71
Figura 4.25 -	Varição da CE no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	71
Figura 4.26 -	Varição da Alcalinidade Total no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	72
Figura 4.27 -	Varição da Acidez Total no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	72
Figura 4.28 -	Varição dos SST no 1º (a) e 2º (b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	72
Figura 4.29 -	Varição dos CT no 1º (a) e 2º (b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	73
Figura 4.30 -	Varição na concentração de Clorofila “a” no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.....	73

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela 3.1 -	Características físicas e operacionais do Módulo 2 da ETE de Mangabeira.....	23
Tabela 3.2 -	Variáveis analisadas na monitoração de rotina e nos estudos de variação nictemeral da qualidade do esgoto bruto e dos efluentes do Módulo 2 da ETE de Mangabeira.....	29

CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Tabela 4.1 -	Resumo da análise de variância [ANOVA (fator único)] para todos os conjuntos diários de dados de vazão obtidos no período de 20/07/2005 a 20/09/2005.....	37
Tabela 4.2 -	Parâmetros estatísticos descritivos de vazão em cada dia de monitoração.....	35
Tabela 4.3 -	Resumo da análise de variância [ANOVA (fator único)] para todos os conjuntos diários de dados de vazão obtidos no período de 20/07/2005 a 20/09/2005.....	37
Tabela 4.4 -	Parâmetros estatísticos descritivos das vazões horárias.....	38
Tabela 4.5 -	Resumo da análise de variância [ANOVA (fator único)] aplicada aos conjuntos de dados de vazões horárias afluentes ao Módulo 2 da ETE de Mangabeira, no período de 20/07a 20/09/2005.....	39
Tabela 4.6 -	Vazão média horária para cada dia particular da semana em l/s.....	41
Tabela 4.7 -	Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para os conjuntos de dados de vazão obtidos para cada dia particular da semana.....	41
Tabela 4.8 -	Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA ₁), anaeróbia 2 (LA ₂) e facultativa (LF) do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.....	43
Tabela 4.9 -	Valores da estatística F e do parâmetro F _{cr} para a comparação de médias de conjuntos de dados amostrais de variáveis de monitoração do afluente EB e do efluentes LA ₁ , LA ₂ e LF, da ETE de Mangabeira, no período de março a novembro de 2005.....	44

Tabela 4.10 -	Matriz correlação das variáveis analisadas no EB.....	64
Tabela 4.11 -	Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LA ₁	64
Tabela 4.12 -	Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LA ₂	64
Tabela 4.13 -	Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LF.....	65
Tabela 4.14 -	Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA ₁), anaeróbia 2 (LA ₂) e facultativa (LF) em setembro de 2005 na ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.....	68
Tabela 4.15 -	Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA ₁), anaeróbia 2 (LA ₂) e facultativa (LF) em outubro de 2005 na ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.....	69

1. Introdução

Atualmente as populações urbanas crescem de forma desordenada e com isso os seus dejetos têm sido lançados no meio ambiente sem um controle adequado, o que vem causando a contaminação do solo e dos corpos aquáticos. O tratamento das águas residuárias antes do seu lançamento nos corpos receptores é uma alternativa viável à recuperação *a posteriori* das fontes de suprimento de água.

Na América Latina 49% da população dispõem de serviço de coleta de águas residuárias, mas apenas 10% do volume dessas águas são tratados antes de serem descarregados nos corpos receptores (LEON E CAVALLINI, 1996). Logo torna-se urgente a implantação de políticas públicas que favoreçam a instalação e operação de sistemas de tratamento de águas residuárias que produzam efluentes com qualidade que permita que essas águas sejam descarregadas nos corpos receptores ou reutilizadas em práticas diversas, uma vez que os recursos hídricos têm se tornado, cada vez mais, escassos. Para que haja uma reutilização segura das águas residuárias, suas características físicas, químicas e microbiológicas devem ser compatíveis com os critérios recomendados para determinados usos, ou seja, a reutilização da água deve ser praticada de forma planejada em conformidade com as diretrizes ambientais e sanitárias oficiais.

Segundo Arthur (1983) as lagoas de estabilização constituem o sistema de tratamento mais adequado para países em desenvolvimento de regiões tropicais e subtropicais, onde há disponibilidade de terrenos a custos relativamente baixos, como também condições climáticas favoráveis ao processo de biodegradação, devido às elevadas temperaturas e luz solar abundante durante todo o ano. Além disso, as lagoas de estabilização podem produzir efluentes que se enquadrem nos padrões sanitários desejados e que ao serem lançados nos corpos receptores, ou reusados não tragam riscos à saúde da população.

As séries de lagoas de estabilização produzem efluentes com melhores qualidades sanitárias que os efluentes produzidos por uma única lagoa, com mesma área total, tempo de

detenção hidráulica e cargas orgânicas afluentes iguais. Diante dessas características foi projetada a ETE de Mangabeira, que conta com três módulos de tratamento de águas residuárias, onde cada módulo é constituído por uma série de lagoas.

O objetivo deste trabalho foi descrever o desempenho operacional do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, tratando esgoto doméstico do sistema de tratamento de esgoto da Grande João Pessoa, Paraíba, nordeste do Brasil, com base na monitoração, no afluente e efluentes, de variáveis físico-químicas e microbiológicas. Também foi estudada a variabilidade das vazões afluentes ao sistema e estimados seus parâmetros descritivos, particularmente da tendência central, com vistas à quantificação das cargas de matéria orgânica aplicadas e lançadas, pelo sistema de tratamento, no corpo aquático receptor.

O trabalho está dividido em 7 capítulos, que estão distribuídos da seguinte maneira:

O Capítulo 1 introduz e mostra a importância do tratamento de águas residuárias através do uso de lagoas de estabilização, produzindo efluentes que se enquadrem nos padrões sanitários desejados a baixos custos e apresenta o objetivo do trabalho.

O Capítulo 2 dedica-se a uma revisão da literatura a respeito de lagoas de estabilização com uma abordagem ecológica desses ecossistemas.

O Capítulo 3 expõe os materiais e métodos utilizados nessa pesquisa.

O Capítulo 4 apresenta e analisa os resultados obtidos na monitoração do Módulo 2.

O Capítulo 5 discute os resultados obtidos e analisa a viabilidade da Segunda lagoa anaeróbia.

O Capítulo 6 apresenta as conclusões.

O Capítulo 7 é constituído pelas referências bibliográficas.

2. Revisão de Literatura

2.1 - Lagoas de estabilização

2.1.1 – Introdução

Tradicionalmente, a maioria das referências (MARA, 1976; SILVA, 1982; OLIVEIRA, 1990) define lagoas de estabilização como sistemas de tratamento biológico constituídos por grandes reservatórios de pequena profundidade que, na maioria dos casos, são delimitados por diques de terra ou paredes, nos quais a matéria orgânica presente nas águas residuárias brutas ou pré-tratadas, é estabilizada por processos naturais envolvendo principalmente bactérias e algas. Essa conceituação resulta de um ponto de vista típico da Engenharia Sanitária que, ultimamente, tem reclamado uma abordagem mais ecológica em vista das dependências da biota com relação aos fatores bióticos e abióticos predominantes nesses ecossistemas.

Lagoas de estabilização podem, portanto, ser **“abordadas como ecossistemas aquáticos lênticos submetidos a um elevado nível de eutrofização, sustentando populações microbianas autótrofas e heterótrofas que promovem uma ampla série de processos naturais de transformação de materiais entre os quais merecem destaque a cadeia de decomposição do material orgânico e a assimilação dos sais inorgânicos”** (ARRUDA, 2004).

O tratamento das águas residuárias através de lagoas de estabilização tem um destaque especial em regiões de clima tropical, pois a temperatura ambiente favorece a atividade microbiana, possibilitando atingir um alto grau de purificação, a custos baixos de execução, operação e manutenção. O projeto desse tipo de unidade tratamento tem evoluído bastante,

podendo ser adotados sistemas com configurações diversificadas de acordo com os padrões de qualidade desejados para o efluente.

2.1.2 – Vantagens e desvantagens de sistema de lagoas de estabilização

As vantagens do sistema de lagoas de estabilização no tratamento de água residuária, Silva (1982), da Costa (1992), Florentino (1992), Oliveira (1995), Arruda (2004), são:

- a. Simplicidade e baixo custo de implantação, operação e manutenção, que tornam as lagoas de estabilização a forma mais barata de tratamento;
- b. Eficiência na remoção de matéria orgânica e patógenos que tornam o sistema muito vantajoso, principalmente em países com elevada prevalência de doenças de veiculação hídrica, além da possibilidade de reuso na agricultura;
- c. Longo tempo de detenção e elevada capacidade de diluição, fazendo com que suportem sobrecargas hidráulicas e orgânicas;
- d. As fontes de energia utilizadas são a radiação solar e a energia química liberada pela degradação da matéria orgânica.

As desvantagens das lagoas de estabilização são basicamente duas:

- a. Utilização de grandes áreas de terra; entretanto em locais onde há terrenos disponíveis, isto deixa de ser uma desvantagem;
- b. Altas concentrações de sólidos suspensos presentes no efluente desses sistemas; isto ocorre devido à biomassa de algas que se forma nas lagoas facultativas e de maturação.

2.1.3 - Fatores bióticos e abióticos das lagoas de estabilização

Conforme estabelecido anteriormente, lagoas de estabilização são ecossistemas aquáticos artificiais que procuram reproduzir fenômenos observados na natureza e que, portanto, são reconhecidas por causarem um menor impacto negativo ao meio ambiente. Segundo Jordão & Pessoa (1995, 2005), no projeto de lagoas de estabilização se deve prever algumas condições adequadas à ocorrência de fenômenos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a autodepuração. Como qualquer ecossistema, a lagoa de estabilização é um

sistema complexo, onde um grande número de interações ocorre entre as diversas populações de microrganismos, gerando mudanças nos fatores bióticos e abióticos, o que vem a definir o controle populacional dos microrganismos (ARRUDA, 2004).

Alguns fatores como altas concentrações de oxigênio dissolvido, pH, ação da luz solar, longo tempo de detenção hidráulica, presença de substâncias tóxicas eliminadas por algas e presença de predadores, atuando em conjunto podem ser prejudiciais a comunidade bacteriana (CAVALCANTE, 1997).

A temperatura é um dos principais fatores abióticos atuando em lagoas de estabilização o qual interfere diretamente no metabolismo bacteriano, na velocidade das reações químicas e na solubilidade dos gases na massa líquida. Diferenças de temperatura geram barreiras físicas entre as camadas de água por determinar diferenças de densidade. Essa estratificação térmica é mais comum em lagoas menos turvas como as facultativas e de maturação e tende, conforme a literatura (MARAIS, 1974; MARA, 1976; SILVA & MARA, 1979; SILVA, 1982; MARA & PEARSON, 1986), a prejudicar o desempenho desses reatores. O vento facilita a mistura da massa de água, contribuindo para quebrar a estratificação térmica. A radiação solar além de ter efeito bactericida, ainda favorece o desenvolvimento de algas e outros organismos fotossintetizantes. A temperatura e a radiação do sol, além de serem dois fatores incontroláveis, são os mais importantes e apresentam maior interdependência entre si.

O pH é outro fator muito influente, principalmente sobre a toxicidade das espécies químicas, podendo comprometer a sobrevivência dos organismos envolvidos no tratamento das águas residuárias e influir no decaimento de espécies patogênicas.

Fatores abióticos como profundidade, fluxo hidráulico, tempo de detenção hidráulica, carga hidráulica e carga orgânica são fundamentais entre as causas de alterações ambientais possíveis de ocorrerem as quais, portanto, afetam a constituição dos elementos do ecossistema (biótopo e biocenose). A carga orgânica constitui-se no parâmetro básico na classificação das lagoas de estabilização.

2.2 – Microrganismos presentes em lagoas de estabilização

As bactérias são os organismos presentes em maior número nos sistemas de tratamento biológicos sendo as heterotróficas aeróbias, anaeróbias e facultativas responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Além dessa função básica, populações diversas de

bactérias cumprem outros importantes papéis no desenvolvimento do processo de tratamento podendo ser exemplificadas as transformações cíclicas de diversos elementos como o nitrogênio e o enxofre. Determinadas populações cumprem funções indicadoras de presença e redução de poluentes entre as quais aquelas que indicam a presença de fezes. Segundo Mendonça (2000), o grupo de bactérias coliformes vem sendo utilizado, desde o início do século XX, como indicador de contaminação fecal. O subgrupo dos coliformes termotolerantes (são cultivados a 44,5 °C), de origem exclusivamente fecal, é o mais tradicional indicador da presença de fezes humanas ou de outros animais de sangue quente. Sendo o principal objetivo do tratamento de águas residuárias evitar o contato humano com os resíduos fecais, por estes poderem conter organismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (FEACHEM et al., 1983), a eficiência de remoção de microrganismos patogênicos ao longo do sistema de tratamento pode ser avaliada pelo decaimento de bactérias indicadoras e pela eliminação, no efluente final, de ovos/larvas de helmintos e cistos de protozoários.

A biota que se desenvolve nas lagoas de estabilização é constituída principalmente por bactérias heterotróficas associadas com outros organismos, através de relações ecológicas diversas entre as quais se destacam comensalismo, competição, predatismo e mutualismo (CEBALLOS, 2000).

As cianobactérias e as algas, constituintes do fitoplâncton de lagoas, são organismos autotróficos que utilizam a luz como fonte de energia, gás carbônico como fonte de carbono, água como doador de elétrons e nutrientes para sintetizar sua biomassa. São os grupos de microrganismos mais diversificados desses ecossistemas (BRANCO, 1986) e se revestem de grande importância por, durante as horas iluminadas do ciclo diário, produzirem oxigênio molecular que atua comoceptor final de elétrons na respiração aeróbia. Na relação mutualística que existe entre o fitoplâncton e as bactérias, o dióxido de carbono e alguns produtos da decomposição bacteriana aeróbia da matéria orgânica são usados pelos organismos fotoautotróficos e o oxigênio liberado por estes, na sua fotossíntese oxigênica, é utilizado pelas bactérias na decomposição aeróbia da matéria orgânica.

2.3 - Mecanismos de tratamento em lagoas de estabilização

A literatura (ARTHUR, 1983; OLIVEIRA, 1990) descreve lagoas de estabilização como dispositivos baseados nos seguintes mecanismos de tratamento de águas residuárias:

- a. efeito reservatório, que expressa a sua capacidade de diluição e permite absorver cargas de choque, tanto hidráulicas quanto orgânicas;
- b. sedimentação primária, responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis;
- c. biodegradação de compostos orgânicos ou por oxidação aeróbia ou por digestão anaeróbia.

2.3.1 – Processos energéticos em lagoas de estabilização

Como todo ecossistema as lagoas de estabilização são sistemas abertos do ponto de vista termodinâmico, isto é, permitem o fluxo da energia proveniente do sol. Esse fluxo energético compreende a biossíntese (isto corresponde à fixação de energia na forma de energia química), através da qual substratos inorgânicos simples como gás carbônico, água e sais minerais são utilizados por microrganismos fotossintetizantes ou quimiossintetizantes para a síntese de protoplasma (matéria orgânica), e a biodegradação que compreende um conjunto de mecanismos de extração da energia acumulada no protoplasma na forma de energia química para a produção de trabalho mecânico.

A biossíntese em lagoas 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 é realizada tanto por organismos autótrofos como por heterótrofos através de vias diversas como respiração aeróbia, respiração anaeróbia e fermentação, em conformidade com a especialização de cada um dos diferentes grupos da comunidade microbiana.

O principal mecanismo de biossíntese em lagoas de estabilização é a fotossíntese oxigênica, levada a efeito por algas e cianobactérias em ambiente aeróbio (lagoas facultativas e de maturação), na qual dois centros de reação (fotossistemas I e II) são envolvidos na captura da luz e o fotossistema II é responsável pela fotólise da água. A fotossíntese oxigênica exige a presença de pigmentos (clorofilas e, na maioria dos organismos fotossintetizantes, carotenóides e ficobilinas), gás carbônico, água, nutrientes minerais e luz dando como produtos, material celular e oxigênio molecular que se constitui no aceptor final no mecanismo da respiração aeróbia, que é um mecanismo de biodegradação. A fotossíntese anoxigênica, levada a efeito por alguns grupos de bactérias pigmentadas, é um importante mecanismo de oxidação de formas reduzidas de enxofre em lagoas anaeróbias (portanto, podem contribuir para a redução de odores) e difere da fotossíntese oxigênica porque somente

o fotossistema I é envolvido e compostos de enxofre reduzido e hidrogênio agem como doadores de elétrons em lugar da água. Os pigmentos envolvidos na captura de luz são as bacterioclorofilas e os carotenóides.

A quimiossíntese é a biossíntese caracterizada pela síntese de material celular a partir de substratos inorgânicos simples usando a energia liberada da oxidação de compostos inorgânicos. As reações de oxidação de nitrogênio amoniacal e nitrogênio nitroso promovidas, respectivamente, pelas bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, em meio aeróbio, para a obtenção de, respectivamente, nitrogênio nitroso e nitrogênio nítrico e energia para a síntese de protoplasma, são exemplos típicos de quimiossíntese que podem ocorrer, mas de modo limitado, em lagoas facultativas e de maturação.

A biodegradação compreende mecanismos de decomposição de matéria orgânica para a liberação da energia nela acumulada com vistas à realização das funções metabólicas do organismo.

O conjunto das funções metabólicas (metabolismo) é toda a dinâmica do organismo com vistas à realização de suas necessidades nutricionais e de obtenção de energia. Metabolismo construtivo (anabolismo) é o processo que ocorre num organismo pelo qual material nutritivo é transformado em matéria viva. Metabolismo destrutivo (catabolismo) é o processo no qual o protoplasma é quebrado em substâncias mais simples para a realização de funções vitais. O catabolismo pode ser oxidativo quando caracterizado pela necessidade de um acceptor (oxidante) externo de elétrons (respiração aeróbia e respiração anaeróbia) ou fermentativo quando caracterizado pela ausência de acceptor externo de elétrons (fermentação alcoólica, fermentação ácida e fermentação metanogênica).

Os organismos autótrofos, como algas e cianobactérias, da comunidade de uma lagoa de estabilização, produzem a matéria orgânica necessária à realização das reações catabólicas mas, os organismos heterótrofos, como a maioria das bactérias, devem assimilar matéria orgânica do meio externo, processá-la e armazená-la no protoplasma para sustentar essas reações. Numa lagoa de estabilização, a fonte primária de matéria orgânica para os organismos sapróvoros, particularmente bactérias, é constituída por materiais provenientes das águas residuárias sob tratamento.

No âmbito do tratamento de esgotos são bastante comuns as expressões metabolismo aeróbio e metabolismo anaeróbio para indicar a predominância de processos e mecanismos típicos dos meios aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

Assim, a “expressão metabolismo” aeróbio, aplicada à dinâmica bacteriana, indicaria, essencialmente, a predominância do catabolismo oxidativo aeróbio.

A expressão “metabolismo anaeróbio” indicaria a predominância da digestão anaeróbia da matéria orgânica a qual ocorre em meio desprovido de oxigênio molecular e combina mecanismos de respiração anaeróbia e fermentação.

Simplificadamente, a digestão anaeróbia compreende dois estágios; no primeiro, compostos orgânicos hidrolisados são convertidos a ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico) por bactérias produtoras de ácidos (acidogênicas). Depois de neutralizados por compostos alcalinos presentes na solução, os ácidos orgânicos são bioquimicamente transformados a metano por bactérias anaeróbias (metanogênicas). No âmbito do tratamento de esgotos por sistemas de lagoas a digestão anaeróbia é predominante nas lagoas anaeróbias e nas camadas mais profundas de lagoas facultativas e, até mesmo, de lagoas de maturação e o bom desempenho do processo dependerá do equilíbrio dinâmico das populações de organismos acidogênicos e metanogênicos o que vai depender, principalmente, da manutenção de fatores abióticos, particularmente temperatura e pH, dentro dos preferendos desses microrganismos.

Van Haandel e Lettinga (1994) apresentam um esquema (Figura 2.1) de quatro fases distintas para a digestão anaeróbia: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na fase de hidrólise as bactérias fermentativas através da ação de exo-enzimas, convertem o material orgânico em compostos de menor peso molecular. As proteínas são transformadas em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos e glicerina. A hidrólise é considerada limitante para o processo de digestão anaeróbia.

Na acidogênese os compostos gerados no processo de hidrólise são absorvidos por bactérias fermentativas que excretam substâncias mais simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais.

Acetogênese é a fase que converte os produtos formados na acidogênese em compostos que formam os subprodutos para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

Na metanogênese o metano é produzido por bactérias acetotróficas a partir da redução de ácido acético ou por bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. As bactérias acetotróficas são responsáveis por 70% e as hidrogenotróficas responsáveis por 30% da produção do metano.

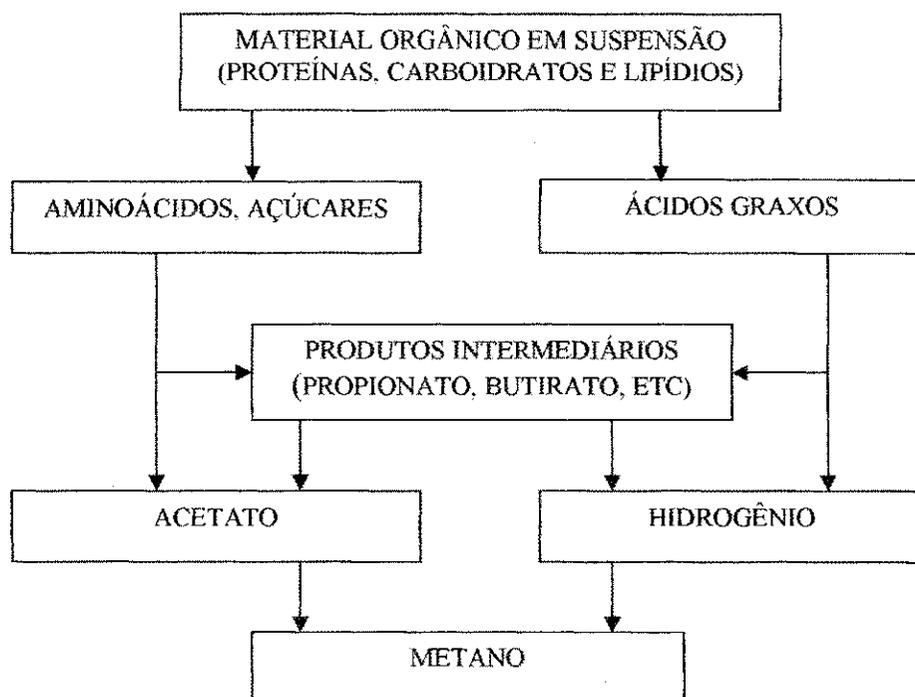


Figura 2.1 – Sequência do processo de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Van haandel & Lettinga (1994).

2.4 - Classificação de lagoas de estabilização

Os processos de tratamento biológicos comumente classificados como processos de lagoas (METCALF & EDDY, 2003) incluem lagoas aeróbias, lagoas de maturação, lagoas facultativas e lagoas anaeróbias. De fato, há na maioria da literatura, particularmente na de origem europeia (MARA, 1976; MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987), uma clara predileção pela classificação baseada nos três últimos tipos citados. Essa classificação é baseada na dominância relativa dos dois processos bioquímicos, oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia, sob os quais ocorre a degradação da matéria orgânica. Essa predominância é condicionada pelos fatores bióticos e abióticos que caracterizam o ecossistema aquático de tratamento sendo destacado o papel da carga orgânica aplicada. Assim, lagoas anaeróbias são caracterizadas pela aplicação de elevadas cargas orgânicas superficiais e volumétricas e lagoas facultativas e de maturação recebem cargas orgânicas progressivamente menores o que lhes permite operar sob condições progressivamente mais aeróbias (OLIVEIRA, 1990).

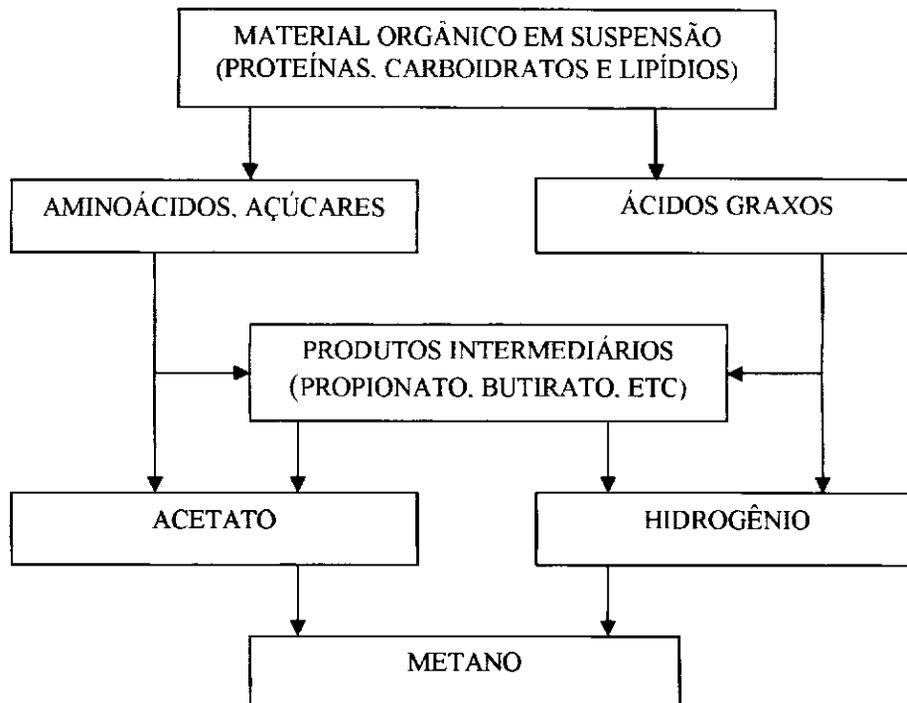


Figura 2.1 – Sequência do processo de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Van haandel & Lettinga (1994).

2.4 - Classificação de lagoas de estabilização

Os processos de tratamento biológicos comumente classificados como processos de lagoas (METCALF & EDDY, 2003) incluem lagoas aeróbias, lagoas de maturação, lagoas facultativas e lagoas anaeróbias. De fato, há na maioria da literatura, particularmente na de origem europeia (MARA, 1976; MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987), uma clara predileção pela classificação baseada nos três últimos tipos citados. Essa classificação é baseada na dominância relativa dos dois processos bioquímicos, oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia, sob os quais ocorre a degradação da matéria orgânica. Essa predominância é condicionada pelos fatores bióticos e abióticos que caracterizam o ecossistema aquático de tratamento sendo destacado o papel da carga orgânica aplicada. Assim, lagoas anaeróbias são caracterizadas pela aplicação de elevadas cargas orgânicas superficiais e volumétricas e lagoas facultativas e de maturação recebem cargas orgânicas progressivamente menores o que lhes permite operar sob condições progressivamente mais aeróbias (OLIVEIRA, 1990).

2.4.1 - Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são sistemas de tratamento que se caracterizam por receberem elevadas cargas orgânicas, o que as faz funcionar desprovidas de oxigênio (MARA & PEARSON, 1986), nas quais agem predominantemente os mecanismos da sedimentação de material particulado e da digestão anaeróbia da matéria orgânica (ARTHUR, 1983). Com profundidade entre 2 e 5 m, a sua utilização é vantajosa devido à economia de área de terreno e elevada remoção de matéria orgânica, expressa como DBO_5 . Em regiões de clima tropical a remoção média de DBO_5 se situa em torno de 70% (OLIVEIRA, 1990) sendo sua aplicação comumente recomendada (MARA & PEARSON, 1986) no tratamento de águas residuárias concentradas em termos de matéria orgânica biodegradável ($DBO_5 > 300$ mg/l) ou que apresentem elevadas concentrações de sólidos suspensos ($SS > 300$ mg/l).

A aplicação de lagoas anaeróbias é tão vantajosa que deve ser a primeira consideração em um projeto de uma série de lagoas de estabilização, mas por ser basicamente um tratamento de nível primário, com um efluente de má qualidade higiênica, deve ser seguido por unidades posteriores de tratamento, notadamente a lagoa facultativa secundária e lagoas de maturação operando em série (SILVA, 1982).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 1987), lagoas anaeróbias podem ser projetadas através de critérios baseados em um dos seguintes fatores:

- a. Carga orgânica superficial (kg DBO_5 /ha.d);
- b. Tempo de detenção hidráulica (d);
- c. Carga orgânica volumétrica (g DBO_5 /m³.d).

Somente alguns dados sobre o projeto com base na carga orgânica superficial (λ_s) são encontrados na literatura (LUMBERS, 1979; WHO, 1987) sendo registrado que cargas orgânicas superiores a 1000 kg DBO_5 /ha.d levam ao estabelecimento pleno de condições anaeróbias. Lumbers (1979) refere-se à faixa entre 1000 e 6000 kg DBO_5 /ha.d.

Há uma certa concordância na literatura mais universal (MARA, 1976; ARTHUR, 1983; PEARSON, 1987) a respeito do limite mínimo de 2 dias para a faixa de tempos de detenção hidráulica recomendada para o projeto de lagoas anaeróbias e quanto ao limite máximo é predominante o tempo de 5 dias. Há evidentemente uma relação inversa entre

tempo de detenção hidráulica e carga orgânica, mas a escolha do tempo de detenção hidráulica deve levar em conta, também, o intervalo entre limpezas da lagoa (Leite, 1986), definido para a remoção do lodo acumulado.

O projeto baseado na carga orgânica volumétrica é o mais universalmente adotado sendo a faixa de cargas citada por Lumbers (1979) entre 190 e 240 g DBO₅/m³.d, mas a faixa 100-400 g DBO₅/m³.d é a mais comumente recomendada na literatura (MARA, 1976; ARTHUR, 1983; MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987; PESCOD & MARA, 1988).

2.4.2 – Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são classificadas de acordo com os seus afluentes. Podendo ser facultativas primárias quando recebem águas residuárias brutas, ou facultativas secundárias, em que o afluente provém de um pré-tratamento, como uma lagoa anaeróbia. Nas lagoas facultativas primárias a remoção de DBO é levada a efeito pela sedimentação primária e pela atividade bioquímica enquanto que nas secundárias o papel da sedimentação é minimizado. As lagoas facultativas apresentam profundidades que variam de 1,0 a 2,0m (MARA, 1976; MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987), tipicamente 1,5m, o que é suficiente para limitar a penetração de luz somente às camadas mais superficiais da lagoa. Nessas lagoas coexistem dois processos de degradação da matéria orgânica, a oxidação aeróbia, realizada por bactérias aeróbio-facultativas, nas camadas superiores e a digestão anaeróbia, levada a efeito por bactérias anaeróbio-facultativas e estritamente anaeróbias, nas camadas próximas ao fundo (ELLIS, 1983).

Na região próxima à superfície da lagoa facultativa, as bactérias aeróbias consomem oxigênio dissolvido produzido por algas e cianobactérias para degradar a matéria orgânica e produzem dióxido de carbono, que é utilizado pelo fitoplâncton juntamente com a energia solar e os nutrientes, gerando uma relação simbiótica mutualística (Figura 2.2). Nas camadas intermediárias, a estabilização é feita por bactérias facultativas, que suportam condições aeróbias e anaeróbias. Já na camada mais profunda a decomposição da matéria orgânica é processada por bactérias anaeróbias. De acordo com Silva (1982), em uma lagoa facultativa, o teor de oxigênio parte da saturação, na superfície, até zero, na camada de lodo.

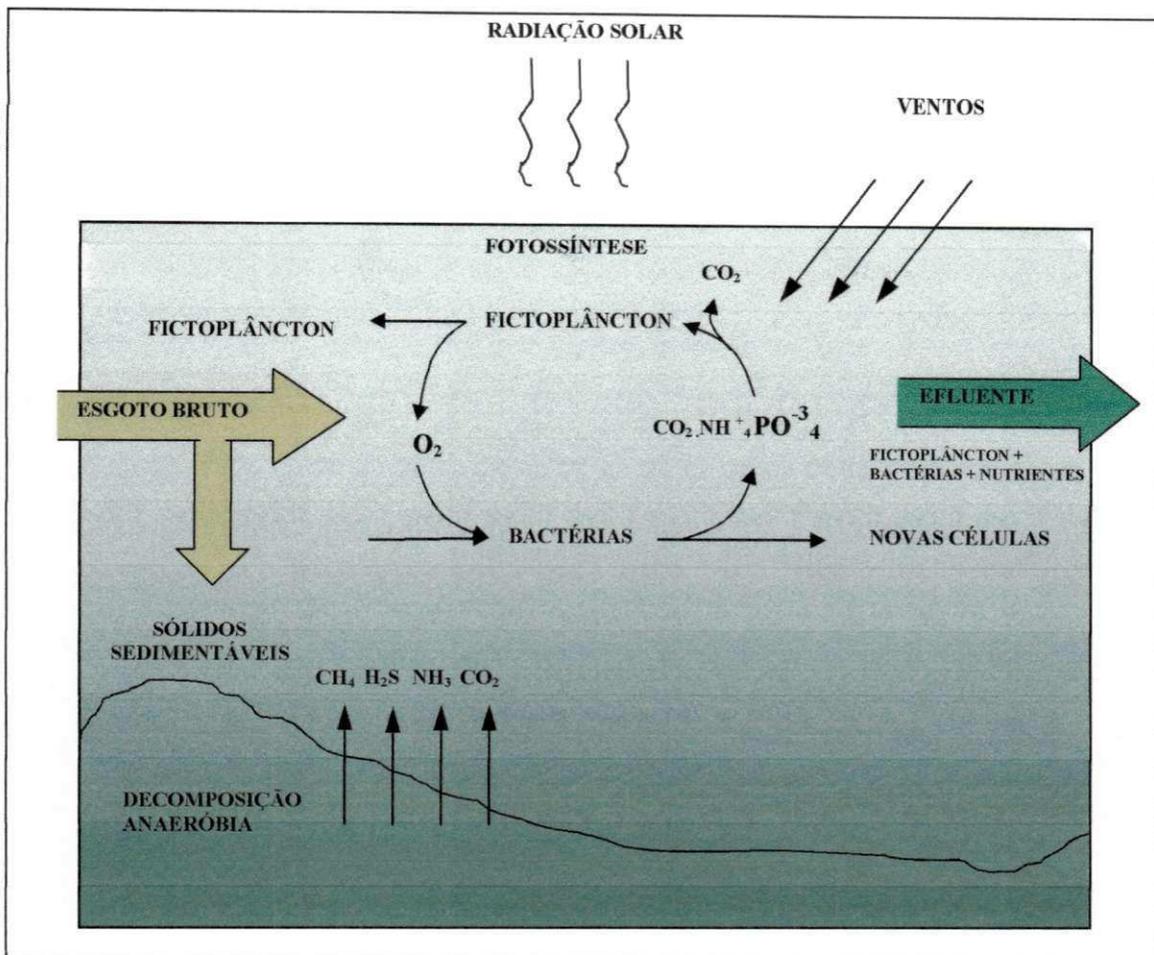


Figura 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa (Modificado de Pessoa & Jordão, 1995, 2005).

A mistura dentro da lagoa é proporcionada pela ação dos ventos, gerando uma boa oxigenação na massa de água e impedindo a ocorrência de zonas de estagnação e curtos-circuitos hidráulicos. Com a mistura as algas e cianobactérias não flageladas conseguem se deslocar dentro da lagoa para a zona de incidência de luz e realizar a fotossíntese. A mistura também quebra a estratificação térmica, que é um fenômeno proveniente do aquecimento das camadas superiores da lagoa as quais tornam-se menos densas que as camadas inferiores. A literatura é unânime em afirmar que a estratificação térmica prejudica a eficiência operacional da lagoa porque cria uma barreira formada pela diferença de densidade entre as camadas; com o fenômeno da estratificação os organismos fotossintetizantes não flagelados decantam para a região escura da lagoa e como não podem realizar a fotossíntese, passam a exercer uma demanda de oxigênio. Já os flagelados fiplanctônicos fogem para profundidades abaixo da superfície, formando uma camada que impede a penetração da luz, num fenômeno denominado de auto-sombreamento, que acarreta uma redução na concentração de oxigênio

dissolvido, comprometendo a eficiência da lagoa. Entretanto, à noite ocorre a inversão térmica, com o resfriamento mais rápido das camadas superficiais que se tornam mais densas e se misturam às camadas mais inferiores.

Há vários métodos para o dimensionamento de lagoas facultativas primárias, sendo os seguintes listados por Lumbers (1979):

- a. Dimensionamento baseado nas condições ambientais globais;
- b. Fórmula empírica de Gloyna;
- c. Método da radiação solar;
- d. Procedimento aproximado indiano;
- e. Cinética de primeira ordem;
- f. Método de Thirumurthi;
- g. Fórmula empírica de McGarry & Pescod.

Todos os métodos propostos contêm limitações para sua aplicação, mas o método de McGarry & Pescod tem sido apontado como bastante adequado para regiões de climas tropicais tendo sido citado como razoável para o projeto de lagoas facultativas na maioria das circunstâncias (Lumbers, 1979; Pearson, 1987; WHO, 1987). A fórmula empírica de McGarry & Pescod relaciona a carga orgânica superficial máxima (kgDBO₅/ha.d) aplicável à lagoa com a temperatura média (°C) do mês mais frio do ano e, desde sua formulação, tem sido objeto de simplificações e adaptações por parte de alguns pesquisadores e projetistas da área (MARA, 1976; ARTHUR, 1983). A modificação proposta por Mara (equação 2.1) tem sido bastante difundida em todo o mundo:

$$\lambda_s \text{ (kgDBO}_5\text{/ha.d)} = 20T \text{ (}^\circ\text{C)} - 120 \quad \text{equação 2.1}$$

De acordo com Pescod & Mara (1988), o tempo de detenção hidráulica numa lagoa facultativa adequadamente projetada varia entre 20 e 40 dias.

O projeto de lagoas facultativas secundárias também pode ser baseado na fórmula de McGarry & Pescod, de acordo com a seguinte equação:

$$\lambda_s \text{ (kgDBO}_5\text{/ha.d)} = 0,7[20T \text{ (}^\circ\text{C)} - 120] \quad \text{equação 2.2}$$

2.4.3 – Lagoas de maturação

Lagoas de maturação operam com cargas orgânicas bem menores que as lagoas facultativas e têm a finalidade de promover a purificação de efluentes de lagoas facultativas e de outras unidades de tratamento de esgotos com relação à remoção de organismos patogênicos. As lagoas de maturação não são projetadas em função de cargas orgânicas pelo fato de não terem a finalidade de removerem matéria orgânica. Comumente, numa série de lagoas é projetado o número de lagoas de maturação suficiente para a obtenção de um efluente final com uma determinada qualidade higiênica e para isso estabelece-se, para cada uma, um tempo de detenção hidráulica entre 3 e 10 dias (OLIVEIRA, 1990) e projeta-se a profundidade (entre 1 e 2 m) de acordo com a profundidade da lagoa facultativa que as precede. Segundo Silva (1982), a lagoa de maturação é um ambiente inóspito para organismos patogênicos, e isso se dá devido às substâncias antibacterianas produzidas pelas algas e cianobactérias, aos altos níveis de pH devido à atividade fotossintética, às altas concentrações de oxigênio dissolvido, às altas temperaturas, à diminuição do teor de nutrientes e à competição por parte de bactérias saprófitas não fecais. O mesmo autor relatou que, entre 10 horas da manhã e 8 horas da noite, a lagoa apresenta supersaturação de oxigênio em profundidades de até 60 cm.

2.5 – Sistema de lagoas de estabilização em série

O efluente de uma série de lagoas apresenta melhor qualidade sanitária que o efluente de uma única lagoa, com a mesma área total, tempo de detenção hidráulica e cargas orgânicas afluentes iguais. Isto ocorre porque o regime hidráulico de uma série de lagoas se aproxima ao de um reator de carga não dispersa que é mais eficiente do que o produzido por uma única lagoa, na qual o regime hidráulico se aproxima ao de um reator completamente misturado (MARAIS, 1974). Esta maior eficiência é particularmente importante na remoção de patógenos (SILVA, 1982).

Além de uma maior remoção bacteriana, a série de lagoas de estabilização também reduz sensivelmente a DBO afluente, fornecendo um efluente de melhor qualidade. Segundo Mara & Pearson (1986), uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número variado de lagoas de maturação, tem se tornado a configuração mais utilizada em projetos de sistemas de lagoas em série.

O número de reatores do sistema vai ser determinado de acordo com o grau de tratamento desejado. Silva (1982) obteve remoções de 93% da DBO e 99,99994% de coliformes termotolerantes, para uma série de cinco lagoas (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação) tratando esgoto doméstico, obtendo um efluente final com 17 mg DBO₅/l e 30 coliformes termotolerantes/100ml, o qual pode ser utilizado na irrigação irrestrita (WHO, 1989). Florentino (1992), operando dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série (anaeróbia seguida de facultativa), obteve um efluente final com uma DBO₅ de 29 mg/l e a remoção de coliformes termotolerantes foi de 99,42%, significando elevado nível de contaminação fecal no efluente final (9,9E+04 CT/100ml), o que está muito aquém aos padrões exigidos pela OMS, para irrigação irrestrita. Uma melhor qualidade bacteriológica poderia ser obtida pela incorporação de lagoas de maturação.

2.5.1 – Operação e manutenção de sistemas de lagoas de estabilização

A eficiência do tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização, não depende apenas de um bom projeto. Além da monitoração da qualidade física, química e microbiológica do efluente, deve-se dispensar especial cuidado à operação e manutenção. Mesmo se tratando de um sistema simples, todas as etapas do tratamento devem ser acompanhadas. Observando-se a limpeza dos taludes, a remoção da vegetação aquática, o controle de placas de espuma, a limpeza da calha Parshall a desobstrução dos dispositivos de entrada e saída, a ocorrência de zonas mortas e a retirada de plantas emergentes, evitando assim a proliferação de mosquitos. Um outro fator que deve ser observado é o acúmulo de lodo, pois o mesmo não deve ultrapassar a metade da altura da lagoa. Juntamente ao acúmulo de lodo, o assoreamento proveniente principalmente do acúmulo de areia que se infiltra na rede coletora de esgoto deve ser observado, pois concorre para diminuir o volume útil da lagoa, diminuindo assim o tempo de detenção hidráulica e fazendo com que o sistema perca eficiência.

O material sólido proveniente da limpeza da grade, caixa de área e superfície da lagoa, deve ser descartado correta e seguramente, pois o mesmo contém matéria orgânica e microrganismos patogênicos.

2.6 – Padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores

2.6.1 – Legislação e qualidade da água

No Brasil os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos de água após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos pelo Art. 24, da Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005. De acordo com as autoridades ambientais brasileiras os efluentes não deverão causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente. Esses critérios devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos e realizados no efluente. Os padrões de lançamento estabelecem faixas para as diversas variáveis de qualidade do efluente, dentre as quais o pH deve se situar entre 5,0 e 9,0, a temperatura deve ser inferior a 40°C, os materiais sedimentáveis não devem exceder 1ml/L em teste de cone Imhoff, o regime máximo de lançamento deve ser 1,5 vezes a vazão máxima do período de atividade diária, os óleos minerais não devem exceder 20mg/L, os óleos vegetais e gorduras animais não devem exceder 50mg/L, os materiais flutuantes devem estar ausentes e algumas variáveis como nitrogênio amoniacal total, chumbo total não devem exceder 20mg/L e 0,5mg/L, respectivamente.

Na Europa, Conselho das Comunidades Européias estabeleceu que as águas residuárias devem ser tratadas no mesmo nível por todos os países da Comunidade, considerando que a poluição gerada devido ao tratamento insuficiente de um Estado, afetaria as águas de outros e que é necessária a monitoração das estações de tratamento de águas residuárias para que estas não afetem os corpos receptores. Os padrões de lançamento estabelecidos para a qualidade do efluente foram de 25mg/L para DBO₅, 125 mg/L para a DQO e 35 mg/l para os SST. No caso de sistemas de lagoas de estabilização esses parâmetros devem ser observados em amostras do efluente filtrado sendo que a concentração de SST, em amostras brutas não pode exceder 150mg/L de acordo com a Diretiva 91/271/EEC de 21 de Maio de 1991.

2.7 – Utilização de efluentes de lagoas de estabilização

Os processos convencionais de tratamento de águas residuárias, como lodos ativados e filtros biológicos, geralmente não são capazes de produzir um efluente de qualidade bacteriológica de acordo com o recomendado pela OMS (WHO, 1989) para a aplicação na agricultura e na aquicultura. Ao se utilizar águas residuárias para esses fins, a principal preocupação é o controle sanitário. Segundo Cavalcante (1997), a transmissão de doenças através da irrigação, está diretamente relacionada com a qualidade bacteriológica da água utilizada, do tipo de cultura, do método de irrigação e do grau de exposição humana ao produto agrícola. A Organização Mundial de Saúde (OMS/WHO) considera o reuso de águas uma forma de promover o saneamento, já que agrega valor ao tratamento dos esgotos.

Uma característica dos sistemas de lagoas de estabilização é o elevado tempo de detenção hidráulica, que associado a outros fatores, normalmente considerados desvantajosos, desse tipo de sistema, favorece a produção de efluentes ricos em nutrientes, mas que apresentam boa qualidade bacteriológica (ANDRADE NETO, 1994). Portanto esses efluentes são recomendados para a agricultura, pelos padrões microbiológicos e por terem grande valor com fertilizante. Para Silva (1982) o sistema de lagoas tratando esgoto doméstico oferece uma boa alternativa para reuso na irrigação devido à elevada remoção de patógenos em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuárias. Cavalcante (1997) recomenda a utilização do efluente de lagoas de estabilização na irrigação, desde que a área plantada seja afastada das ETE's e que o reuso seja planejado.

Para o consórcio da atividade da aquicultura com tratamento de esgoto é necessário um bom controle das variáveis físicas, químicas e biológicas, para garantir a produção. Segundo WHO (1989), os peixes criados em ambientes com menos de 10^5 coliformes termotolerantes/100ml, poderão ser consumidos pelo homem. De acordo com Pereira (2004), os peixes criados no efluente das lagoas de estabilização não apresentam diferenças significativas com relação aos peixes criados com água limpa e ração e o efluente tratado nas lagoas de estabilização possui grande quantidade de algas, que é favorável ao crescimento e sobrevivência dos peixes. As algas, além produzirem o oxigênio, servem como alimento para os peixes de forma direta ou indireta. Esta é uma excelente alternativa para complementar os recursos hídricos, principalmente em regiões como o Nordeste do Brasil.

Segundo Crook (1993), o efluente de lagoas de estabilização pode ainda ser reutilizado das seguintes formas:

- a. paisagismo: irrigação de cemitérios, campos de golf, *campi* universitários, gramados residenciais;
- b. uso industrial: refrigeração e alimentação de caldeiras;
- c. uso urbano: combate a incêndio, descarga de vasos sanitários, lavagem de veículos, ruas e mercados;
- d. usos diversos: construção civil e dessedentação de animais;
- e. represamento: lagoas ornamentais e recreacionais.

2.8 - Aspectos estéticos de sistemas de lagoas de estabilização

O principal fator negativo dos sistemas de lagoas, especialmente de unidades anaeróbias e facultativas, é o odor e isso ocorre devido à liberação de produtos malcheirosos como ácidos voláteis, amônia e gás sulfídrico (H_2S) proveniente da liberação de sulfetos por bactérias anaeróbias redutoras do ciclo do enxofre. Para minimizar a formação de gás sulfídrico, o pH da lagoa deve ser mantido acima de 7,0 (ARTHUR, 1983), com isso parte do sulfeto será mantido na forma de íon bissulfeto (HS^-) que é inodoro. Segundo a literatura, altas cargas orgânicas podem fazer o valor do pH cair, o que deve ser evitado, adotando-se cargas de até $400gDBO_5/m^3.d$, entretanto, a concentração de sulfato do esgoto deve ser inferior a $500mg SO_4/l$ (MARA & PEARSON, 1986). Apesar dos limites máximos, sugeridos pela literatura, tanto para a carga orgânica como para a concentração de sulfato, a experiência da operação de sistemas de lagoas tem demonstrado a ocorrência de odores mesmo em faixas de cargas bastante inferiores, particularmente à noite quando da mistura do conteúdo da lagoa. A recirculação de efluentes de lagoas predominantemente aeróbias, principalmente lagoas de maturação, para a entrada de reatores mais carregados tem sido apresentada como alternativa para o controle de odores em lagoas.

A profundidade é um parâmetro muito importante para a manutenção das lagoas de estabilização, pois pode favorecer ou não o crescimento de vegetação aquática dentro da lagoa, o que, por sua vez, resulta em condições favoráveis para proliferação de mosquitos, (SILVA, 1982). O revestimento com concreto ou pedra nos taludes inclinados até o nível máximo de água é muito importante, pois além de evitar o desenvolvimento de vegetação, evita a proliferação de mosquitos. A formação de placas de espuma muitas vezes é proveniente do super florescimento de algas, que impede a passagem da luz prejudicando o processo na lagoa, e poderá causar odores.

3. Materiais e Métodos

3.1 – Localização

Este trabalho descreve os resultados da monitoração do Módulo 2 da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, que faz parte do sistema de esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa ($7^{\circ} 10''$ Sul; $34^{\circ} 49''$ Oeste), capital do estado da Paraíba, região nordeste do Brasil. O Módulo de tratamento é alimentado, intermitentemente, com água residuária predominantemente doméstica dos Bairros de Mangabeira, Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo, todos na Grande João Pessoa. Na Figura 3.1, pode se observar uma vista geral do Módulo 2 e na Figura 3.2, o sistema ETE de Mangabeira está representado esquematicamente.



Figura 3.1 - Vista geral do sistema.

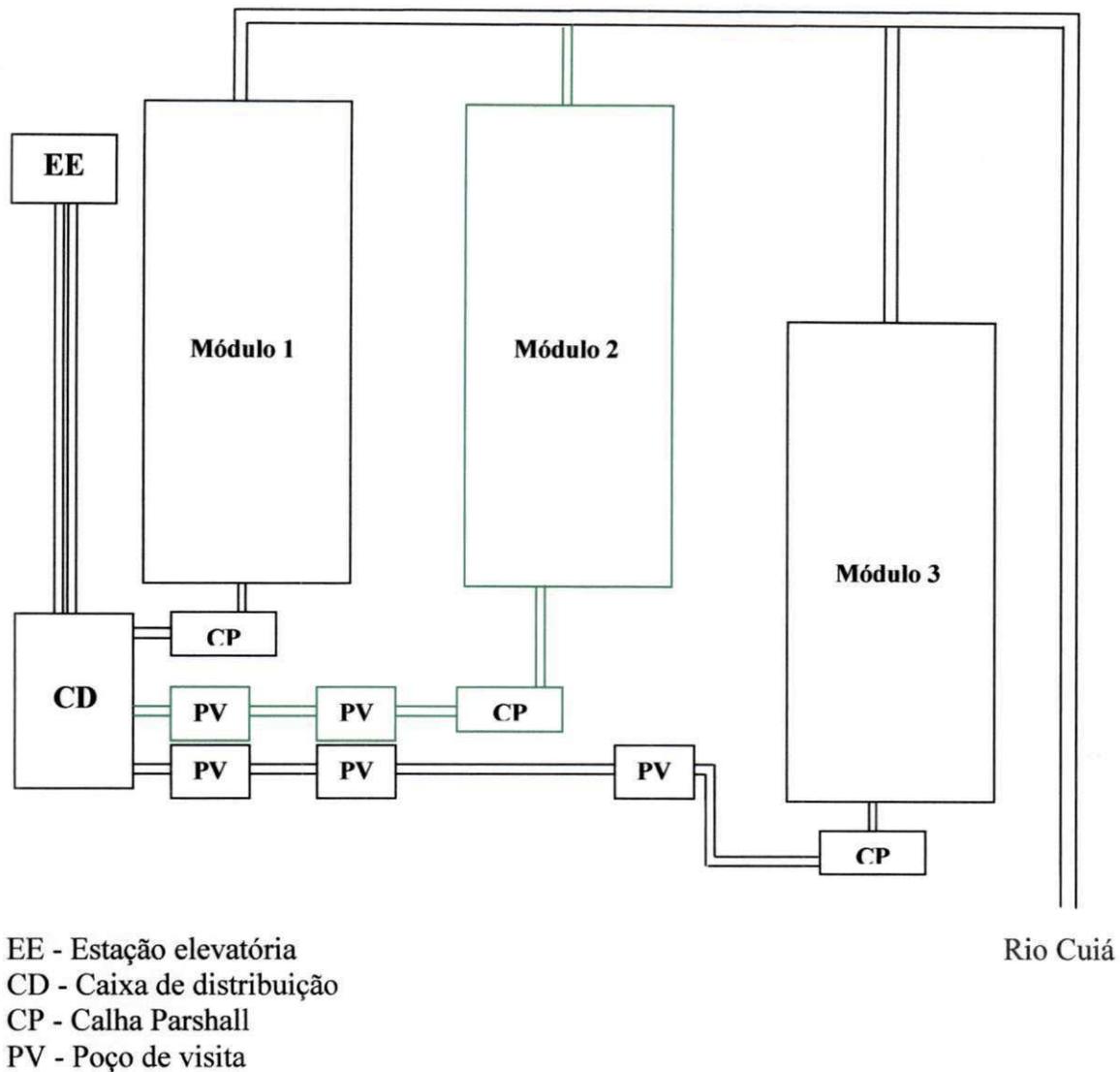


Figura 3.2 – Representação esquemática da ETE de Mangabeira

3.2 – Descrição do Sistema

3.2.1 – Sistema de esgotamento sanitário da cidade de João Pessoa

A cidade de João Pessoa conta, atualmente, com 2 (dois) sistemas de tratamento de esgotos, a ETE do Róger que é o maior sistema de tratamento da cidade e a ETE de Mangabeira. Cerca de 50% dos esgotos da cidade de João Pessoa são coletados e, desses, 10%

são diluídos nos tanques dos Esses que recebem água do mar em horas de maré alta e permitem o escoamento de volta quando a maré baixa. Dos 90% dos esgotos coletados, 70% vão para Estação de Tratamento de Esgoto do Róger e os 30% restantes são tratados na Estação de Tratamento de Esgoto de Mangabeira. A ETE de Mangabeira tem a capacidade de tratar águas residuárias domésticas de uma população de 99.350 habitantes, dos bairros de Mangabeira, Conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo. Os efluentes tratados da ETE de Mangabeira são lançados no Rio Cuiá (Paratibe) que, posteriormente, deságua no Oceano Atlântico.

A Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira foi projetada para operar com reatores com lodo em suspensão (lagoas aeradas). A ETE foi, inicialmente, constituída por dois módulos de tratamento, constando cada módulo de três lagoas em série, sendo a primeira aerada com mistura completa, seguida por uma aerada facultativa e, por último, uma de maturação. Informações prestadas pelos encarregados da operação do sistema deram conta que, seis meses após o início do funcionamento do sistema, os aeradores dos dois módulos foram removidos, em virtude de dificuldades de operação e manutenção dos equipamentos eletro-mecânicos, aliadas ao seu alto custo. O sistema foi transformado num conjunto com dois módulos, cada um com duas lagoas anaeróbias, que a princípio a segunda lagoa anaeróbia seria de reserva, mas foi conectada em série e seguida por uma lagoa facultativa secundária. A ETE a partir do ano de 2000 passou a contar com três módulos de tratamento, sendo que o terceiro conta com uma lagoa aerada seguida por uma lagoa de maturação. A ETE de Mangabeira está sob a responsabilidade da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA.

3.2.2 - Características do Módulo 2 da ETE Mangabeira

O tratamento preliminar é constituído pelas operações de gradeamento (Figura 3.3) e desarenamento (Figura 3.4). O gradeamento é constituído por grades médias, com dimensões das secções transversais das barras retangulares de 3/8 x 1/2” (0,95 x 3,81cm), com espaçamento livre entre barras de 1/4” (3,18cm), velocidade máxima prevista em projeto de 0,60 m/s e eficiência de 0,770. A caixa de areia é constituída por dois canais paralelos, com comprimento de 8,25m, largura de cada canal 1,25m e profundidade do depósito de areia de 0,30m, para um período de limpeza quinzenal. Há também a facilidade de medições de vazão

pela existência de um vertedor parshal, com uma garganta de 23 cm, o qual permite uma vazão máxima de 132,4l/s (CAGEPA,1981).

O sistema é constituído por duas lagoas anaeróbias em série, seguidas de uma lagoa facultativa secundária, todas caracterizadas na Tabela 3.1. O efluente do Módulo escoo juntamente com os efluentes dos outros módulos da ETE, através de galerias subterrâneas, sendo lançado no Rio Cuiá ou Paratibe, conforme descrito anteriormente.

Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, após a modificação

Características	Lagoas		
	Anaeróbia 1 (LA ₁)	Anaeróbia 2 (LA ₂)	Facultativa (LF)
Comprimento (m)	63,1	63,1	228,5
Largura (m)	63,1	63,1	140,0
Área (ha)	0,4	0,4	3,2
Profundidade (m)	3,7	3,7	1,8
Volume (m ³)	14800	14800	57600
* Vazão (m ³ /dia)	8.275	8.275	8.275
TDH (dia)	1,8	1,8	7
** λ_s (kgDBO ₅ /ha.dia)	-	-	163,3
*** λ_v (gDBO ₅ /m ³ .dia)	124	43,4	-

Fonte: CAGEPA, (1994).

* Vazão média do afluente (m³/dia)

** λ_s = carga orgânica superficial

*** λ_v = carga orgânica volumétrica

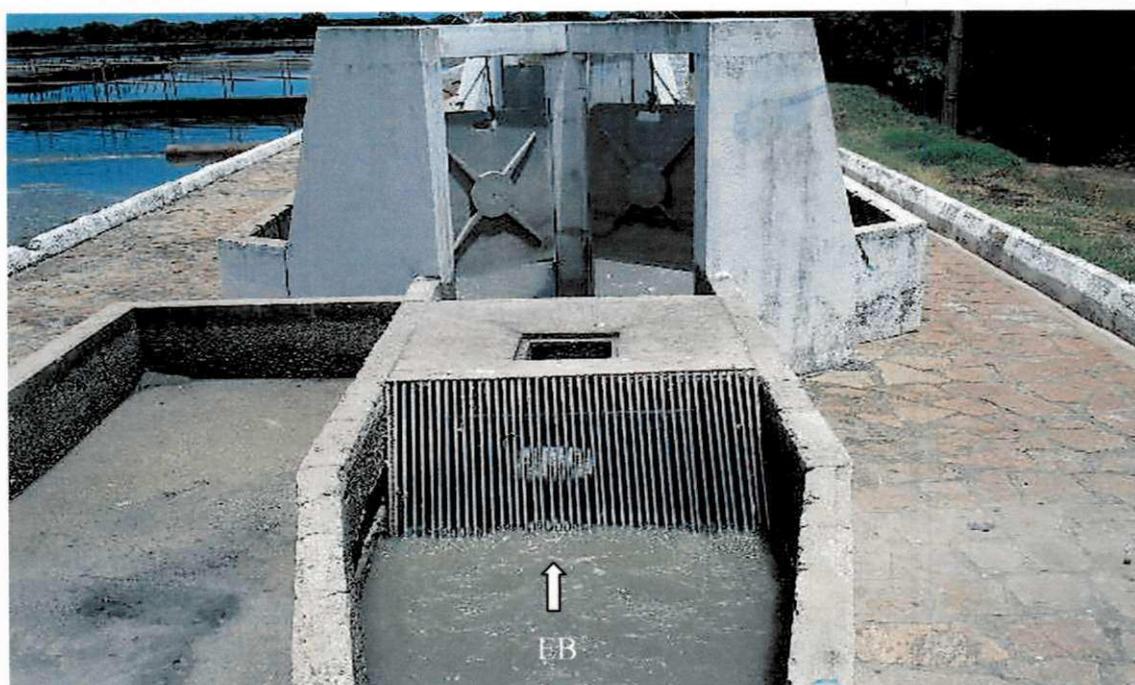


Figura 3.3 – Tratamento preliminar com grade de barras.

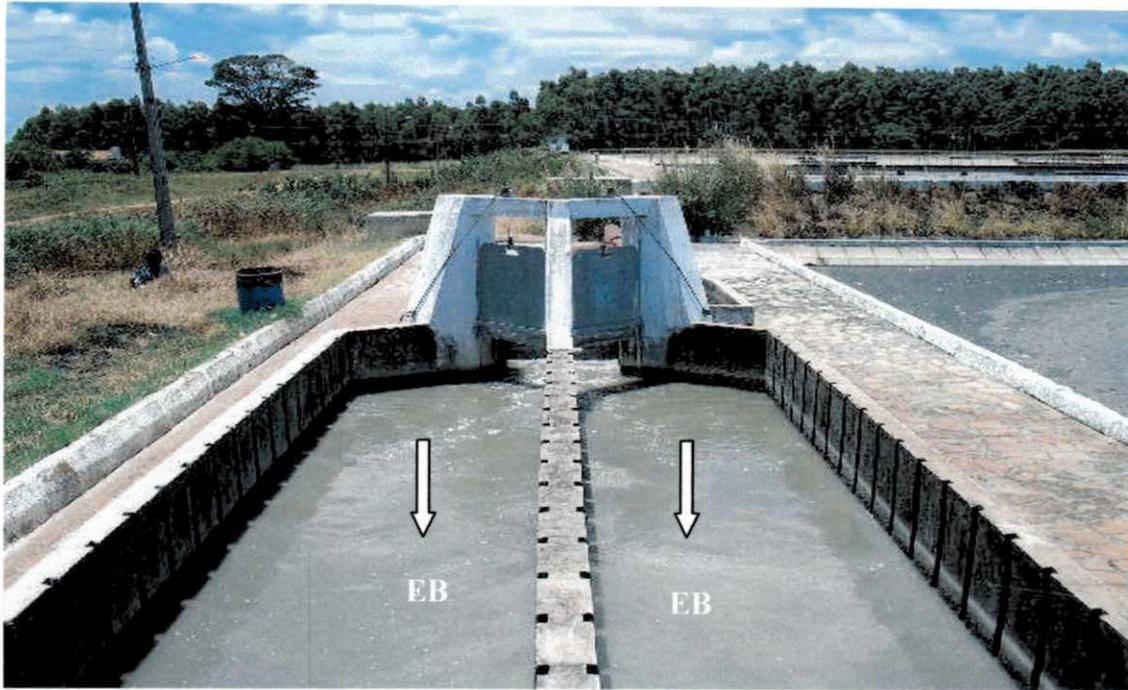


Figura 3.4 – Tratamento preliminar com caixa de areia.

3.3 - Alimentação do Sistema

A ETE de Mangabeira recebe águas residuárias dos bairros de Mangabeira, conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo. O sistema é alimentado, intermitentemente, por cinco estações elevatórias, sendo três situadas no bairro de Mangabeira e as outras duas nos Conjuntos Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo. Essas águas residuárias chegam a uma caixa de distribuição (Figura 3.5) através de duas tubulações de 350mm e são distribuídas, por gravidade, para os três módulos de tratamento.

O sistema é alimentado de forma intermitente e a primeira lagoa do Módulo 2 recebe o esgoto vindo do tratamento preliminar, sendo alimentada por uma tubulação de ferro fundido com um diâmetro de 350mm (Figura 3.6). O efluente dessa primeira lagoa anaeróbia escoar por um canal de passagem, alimentando a segunda lagoa anaeróbia (Figura 3.7) e o efluente desta segunda lagoa anaeróbia, escoando por um outro canal de passagem e alimenta a lagoa facultativa (Figura 3.8). O efluente da lagoa facultativa deixa a lagoa através de um vertedor de saída (Figura 3.9) e, juntamente com os efluentes dos outros módulos, é descarregado no Rio Cuiá.



Figura 3.5 – Caixa de distribuição de esgotos.



Figura 3.6 – Dispositivo de entrada da primeira lagoa anaeróbia.

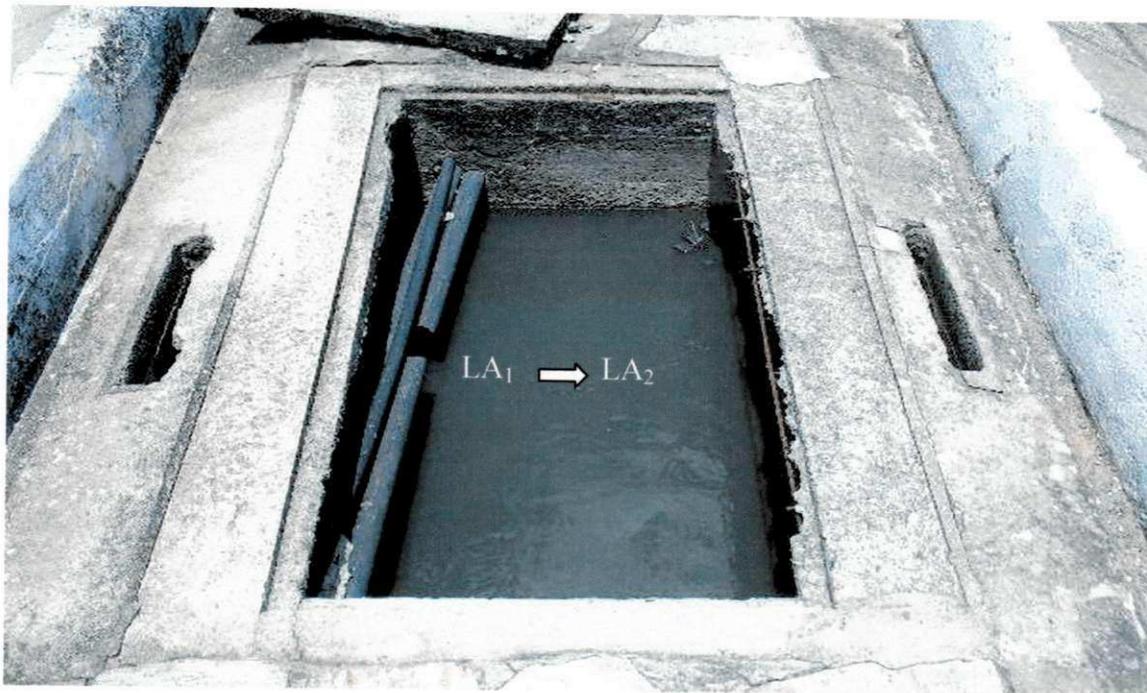


Figura 3.7 – Canal de passagem entre as lagoas anaeróbias LA₁ e LA₂.

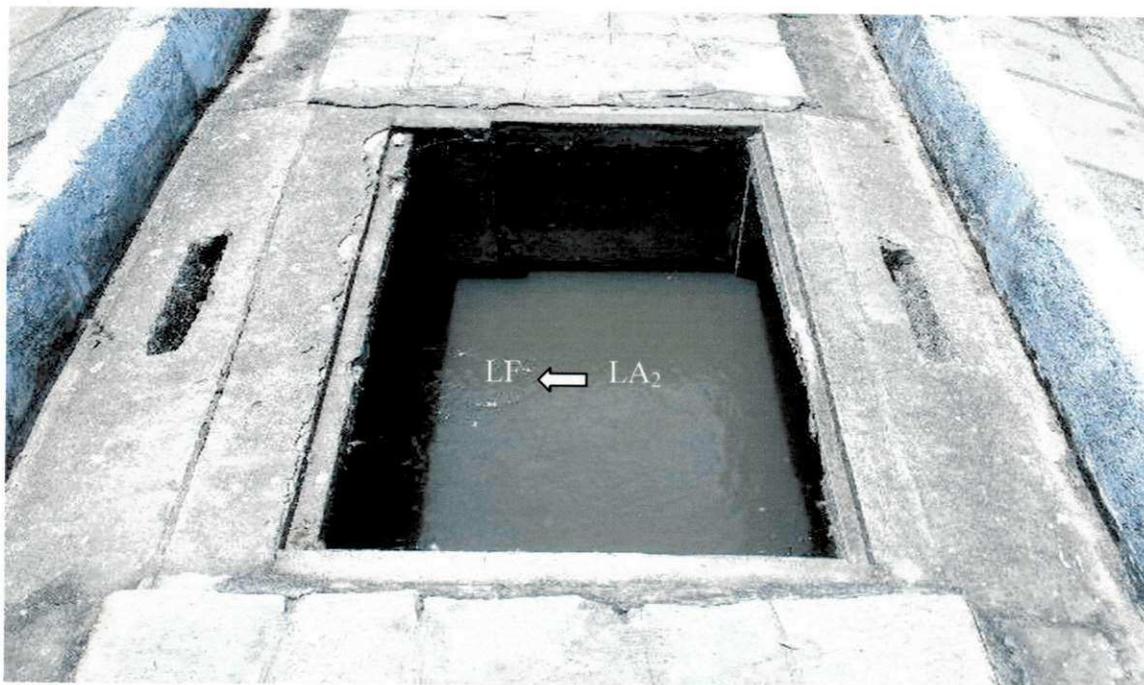


Figura 3.8 - Canal de passagem entre as lagoas LA₂ e LF.



Figura 3.9 – Vista da lagoa facultativa e vertedor de saída.

3.4 – Procedimento para coleta e preservação das amostras

Os pontos de coletas das amostras foram os seguintes:

- Esgoto bruto (EB), no tanque que antecede a calha Parshall, antes da grade (Figura 3.3);
- Efluente da primeira lagoa anaeróbia (LA_1), no canal de passagem que alimenta a segunda lagoa anaeróbia (Figura 3.7);
- Efluente da segunda lagoa anaeróbia (LA_2), no canal de passagem que alimenta a lagoa facultativa (Figura 3.8);
- Efluente da lagoa facultativa (LF), vertedor de saída da lagoa facultativa (Figura 3.9).

As coletas eram realizadas semanalmente. Para as análises físico-químicas, as amostras eram coletadas com o auxílio de um balde e transferidas para garrafas plásticas limpas, com capacidade de 2L.

Para as análises dos coliformes termotolerantes, as coletas eram realizadas em garrafas de vidro de boca larga, com capacidade de 1 litro, cor âmbar, esterilizadas na estufa a 105 °C durante a noite, com gargalo protegido com papel laminado.

Após cada coleta, eram feitas as medidas de temperaturas das amostras, diretamente no balde coletor.

As amostras etiquetadas eram encaminhadas ao Laboratório de Esgotos da CAGEPA localizado na ETE de Mangabeira (João Pessoa – Paraíba), onde eram processadas todas as análises imediatamente, a exceção da clorofila “a”, que a amostra era filtrada, logo após a coleta. O papel de filtro contendo o resíduo filtrado era então colocado em tubo de ensaio tampado, envolvido em papel laminado e mantido em geladeira até ser transportado para ao Laboratório de análise de águas da UFCG (Universidade Federal de Campina Grande), em Campina Grande-PB.

3.5 – Análises realizadas

As variáveis analisadas foram Temperatura (T), pH, Condutividade Elétrica (CE), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Oxigênio Dissolvido (OD), Alcalinidade Total, Acidez Total, Coliformes Termotolerantes (CT), Clorofila “a”, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

As coletas do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbias e lagoa facultativa foram realizadas semanalmente, entre 8 h e 9 h 30 min da manhã, no período de março a novembro de 2005, num total de 30 coletas. Os métodos analíticos utilizados seguiram as recomendações descritas pelo APHA *et al.* (1998). A clorofila “a” foi determinada pelo método do metanol 90% (extração a quente), de acordo com JONES (1979). Tais parâmetros bem como a metodologia utilizada neste trabalho estão dispostos na Tabela 3.2.

Foram realizados dois estudos do comportamento nictemeral de variáveis, em amostras do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbias e da lagoa facultativa, coletadas às 17h00min e 22h00min do primeiro dia e às 06h00min e 11h00min do dia seguinte. O primeiro estudo foi realizado no mês de setembro, dias 06 e 07 e o segundo no mês de outubro, dias 18 e 19. Todas as análises foram realizadas em duplicata. As amostras coletadas às 17h00min e 22h00min foram armazenadas em geladeira, sendo analisadas no dia seguinte e as amostras coletadas às 06h00min e 11h00min eram analisadas imediatamente após a coleta.

3.6 – Variáveis analisadas

As análises físicas e químicas foram realizadas de acordo com APHA *et al.*, (1998). A clorofila “a” foi determinada pelo método do metanol 90% (extração a quente), de acordo com JONES (1979).

Tabela 3.2 – Variáveis analisadas na monitoração de rotina e nos estudos de variação nictemeral da qualidade do esgoto bruto e dos efluentes do Módulo 2 da ETE de Mangabeira.

<i>VARIÁVEL</i>	<i>MÉTODO ANALÍTICO</i>
DBO₅ (mg/l)	Diluição em frascos padrões de DBO ₅ com incubação a 20 °C por 5 dias.
DQO (mg/l)	Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica.
OD (mg/l)	Método de Winkler, modificação azida.
pH	Método potenciométrico com medidor de pH marca QUIMIS, modelo Q- 400M.
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	Método potenciométrico usando condutivímetro da marca Analyser, modelo 600.
ALCALINIDADE TOTAL (mgCaCO₃/l)	Método titulométrico, com solução de ácido sulfúrico 0,02N.
ACIDEZ TOTAL (mgCaCO₃/l)	Método titulométrico, com solução de hidróxido de sódio 0,02N.
TEMPERATURA (°C)	Termômetro de mercúrio marca INCOTERM com escala de 0 a 60 °C.
SST (mg/l)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman) com secagem em estufa a 105 °C e pesagem em balança analítica da marca Bosch modelo S.2000.
SSF (mg/l)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman) com ignição em forno mufla a 500 °C e pesagem em balança analítica da marca Bosch modelo S.2000.
SSV (mg/l)	Método gravimétrico com filtração da amostra através de papel de filtro de fibra de vidro (GF/C Whatman) com ignição em forno mufla a 500 °C e pesagem em balança analítica da marca Bosch modelo S.2000.
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	Técnica de membrana de filtração, meio de cultura m-FC e incubação a 44,5°C ± 0,5, durante 24h.
CLOROFILA “a” (µg.L⁻¹)	Método da extração a quente com metanol 90% de acordo com Jones (1979).

3.7 – Medição de vazões

Neste estudo foram analisados os dados de vazão referentes ao período de 20 de julho a 20 de setembro de 2005. Foi utilizado um medidor de vazão do tipo ultra-sônico compacto modelo ECHOTREK – SE/SG – 3001 da marca NIVETEC acoplado a um Data Logger (acumulador de dados) da LEVELOGGER, instalado na garganta da calha parshal. As leituras foram programadas para serem feitas de 10 em 10 minutos, e a média de seis leituras gerou uma aquisição horária num total de 1489 aquisições no período referido. Ao término das aquisições, os dados do Data logger foram coletados e transferidos para um computador com o software log chart instalado.

3.8 – Análises estatísticas

O programa estatístico utilizado na análise estatística dos dados amostrais da monitoração de rotina foi o SPSS. Os dados foram submetidos a tratamento estatístico, tendo, inicialmente, sido aplicado o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov a todos os conjuntos de dados amostrais, para verificação do ajuste dos dados à distribuição normal. Análise de variância (ANOVA: Fator único) foi aplicada aos conjuntos de dados de uma mesma variável obtidos da monitoração de rotina do esgoto bruto afluente e dos efluentes das unidades da ETE com a finalidade de estabelecer a existência de diferenças significativas, ao nível de significância de 5%, entre as médias desses conjuntos. O método GT-2 foi aplicado na comparação gráfica simultânea de médias após a ANOVA ter demonstrado a existência de diferenças significativas entre as médias. Um estudo de matrizes de correlação foi feito para o conjunto de dados do esgoto bruto, efluentes das lagoas anaeróbia 1, anaeróbia 2 e facultativa para o estabelecimento da existência de correlações significativas ($\alpha=0,05$) entre as diversas variáveis determinadas.

4. Apresentação e Análise dos Resultados

4.1 – Dados de vazão

Os dados de vazão do esgoto afluente do sistema foram primeiramente submetidos à verificação de ajuste à distribuição normal através do teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (SOKAL & ROHLF, 1981; 1995) e à determinação de parâmetros estatísticos descritivos. Os dados apresentaram distribuição normal para o conjunto das 1489 aquisições feitas durante o período de monitoração e para os conjuntos utilizados no estudo de variação média diária, variação média horária e variação média da vazão para cada dia particular da semana.

4.1.1 – Descrição dos dados de vazão para a totalidade do período estudado.

Foi obtido um conjunto de dados de 1489 aquisições em um período de sessenta e dois dias de monitoração, com um valor médio de 35,52 l/s, que está abaixo da capacidade máxima de 95,8 l/s, projetada para o Módulo 2 (CAGEPA,1994). A Figura 4.1 ilustra o comportamento da vazão horária do esgoto afluente à primeira lagoa anaeróbia do Módulo 2 da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, durante o período de monitoração. A vazão máxima observada foi de 129,00 l/s, registrada às 10h45min do dia 31/08, a vazão mínima foi de 5,0 l/s, registrada no horário de 01h45min do dia 23/07 e o desvio padrão amostral foi de 5,26 l/s. Na Figura 4.1 alguns picos podem ser destacados, como a vazão máxima observada no dia 31/08 no período de 08h45min às 13h45min, que pode ter relação com a precipitação pluviométrica total diária de 15,8 mm (Tabela 4.1). Podem ser, ainda, destacadas as elevadas médias das vazões obtidas durante todo o mês de agosto que,

provavelmente, foram devidas às precipitações pluviométricas que ocorreram ao longo do mês (AESA, 2005). Entretanto, no mês de setembro, as médias das vazões foram altas, chegando a 55,29 l/s no dia 03/09 com uma precipitação de 12,4 mm, isto ocorreu devido a uma mudança de operação do sistema na qual o Módulo 1 foi fechado e o seu afluente desviado para o Módulo 2.

O tempo de detenção hidráulica médio de projeto para o Módulo 2 é de 10,6 dias para uma vazão de 95,8 l/s e a carga orgânica volumétrica para a primeira lagoa anaeróbia de 124gDBO₅/m³.dia. Entretanto com a monitoração das vazões afluentes da primeira lagoa anaeróbia, foi constatado que o tempo de detenção hidráulica real para esse Módulo, no período estudado foi de 28,41 dias para uma vazão de 3068,93 m³/d (35,52 l/s) e carga orgânica volumétrica para a primeira lagoa anaeróbia de 57,74gDBO₅/m³.dia. Portanto, o tempo de detenção hidráulica ainda é bastante superior ao projetado e a carga orgânica ainda não atingiu a metade daquela do final do plano. Mas, como a população é crescente e junto com ela cresce a contribuição de esgotos, a vazão afluente à lagoa tende a aumentar o que vai, gradualmente, fazer com que as características de operação atinjam os valores referenciais de projeto para o final do plano o que, é presumível, afetará a eficiência do sistema.

4.1.2 – Variação das vazões médias diárias no período de monitoração do afluente

A Tabela 4.2 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos (média, desvio padrão, mediana, valor máximo e valor mínimo horário) para cada dia de monitoração da vazão afluente ao Módulo 2 da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, entre 20/07 e 20/09/2005. Na Figura 4.2 é ilustrada a variação da vazão média diária afluente ao Módulo que foi estudada com base nas 62 médias diárias, obtidas ao longo do período de monitoração, apresentadas na Tabela 4.1 juntamente com os dados de precipitação total diária com o objetivo de oferecer uma rápida comparação entre as referidas variáveis. O maior valor observado para as médias diárias de vazão (55,29 l/s), foi no dia 03/09 com precipitação pluviométrica de 12,4 mm, que não corresponde ao maior valor de precipitação pluviométrica para o período. Esta elevação da vazão ocorreu porque a lagoa foi sobrecarrega, devido ao já referido fechamento do Módulo 1, para manutenção. Por essa mesma razão, no dia 20/09, mesmo com uma precipitação pluviométrica nula, foi registrada uma vazão média diária de 47,38 l/s.

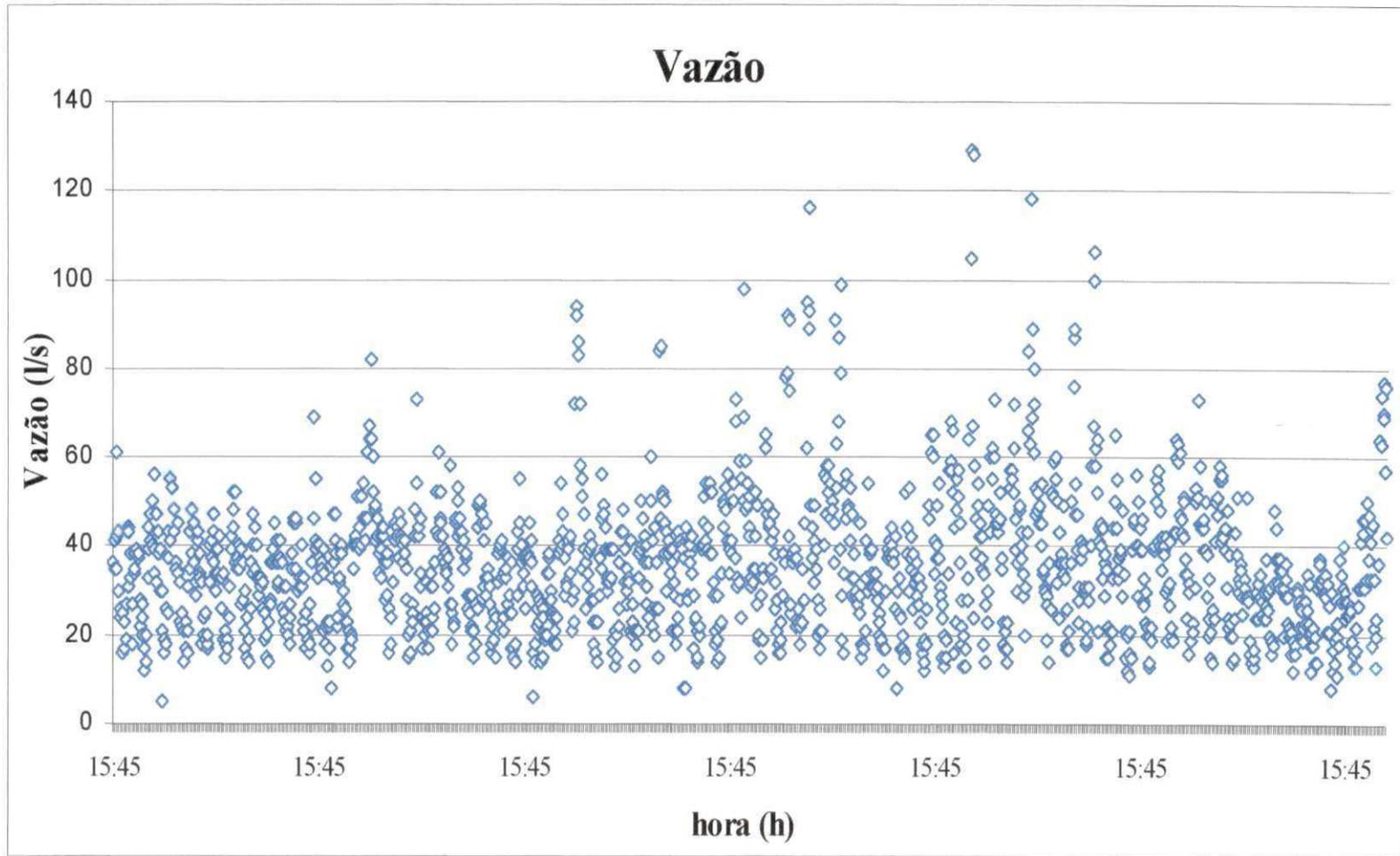


Figura 4.1 – Variação de vazão observada na monitoração do afluente da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.

Tabela 4.1 – Dados médios diários de vazão e dados de precipitação total diária observada no Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.

DATA	Vazão média diária (l/s)	Precipitação (mm)	DATA	Vazão média diária (l/s)	Precipitação (mm)
20/7/2005	38,56	2,6	21/8/2005	37,17	8,8
21/7/2005	29,71	3,6	22/8/2005	40,46	8,2
22/7/2005	34,00	1,0	23/8/2005	45,67	3,6
23/7/2005	33,67	4,2	24/8/2005	47,21	16,2
24/7/2005	31,42	0,0	25/8/2005	40,83	36,2
25/7/2005	31,54	0,0	26/8/2005	30,50	4,80
26/7/2005	32,92	0,0	27/8/2005	28,13	0,0
27/7/2005	29,71	3,2	28/8/2005	31,29	6,8
28/7/2005	31,00	0,0	29/8/2005	38,04	1,2
29/7/2005	31,17	2,8	30/8/2005	38,71	0,0
30/7/2005	32,58	0,0	31/8/2005	47,00	15,8
31/7/2005	29,33	3,2	1/9/2005	42,46	0,0
1/8/2005	36,58	0,0	2/9/2005	39,29	0,0
2/8/2005	47,54	43,0	3/9/2005	55,29	12,4
3/8/2005	35,71	5,3	4/9/2005	38,46	0,0
4/8/2005	31,08	1,4	5/9/2005	40,00	0,0
5/8/2005	37,08	14,0	6/9/2005	45,79	27,2
6/8/2005	36,67	7,0	7/9/2005	34,17	0,0
7/8/2005	33,04	1,4	8/9/2005	31,83	0,0
8/8/2005	29,21	1,4	9/9/2005	34,92	0,0
9/8/2005	32,79	5,8	10/9/2005	41,38	5,6
10/8/2005	25,17	4,2	11/9/2005	38,67	0,0
11/8/2005	33,71	0,0	12/9/2005	37,71	0,0
12/8/2005	48,83	35,2	13/9/2005	31,00	2,8
13/8/2005	33,50	0,0	14/9/2005	24,88	2,6
14/8/2005	29,38	0,0	15/9/2005	29,92	5,8
15/8/2005	33,13	3,2	16/9/2005	23,58	2,4
16/8/2005	40,46	23,6	17/9/2005	24,79	0,0
17/8/2005	29,25	4,8	18/9/2005	24,96	0,0
18/8/2005	35,33	1,6	19/9/2005	32,33	0,0
19/8/2005	39,67	6,4	20/9/2005	47,38	0,0
20/8/2005	45,63	19,2	-	-	-

Tabela 4.2 – Parâmetros estatísticos descritivos de vazão em cada dia de monitoração.

DATA	MÉDIA (l/s)	MEDIANA (l/s)	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO (l/s)	MÁXIMO (l/s)
20/7/2005	38,56	36,0	10,36	24	61
21/7/2005	29,71	29,5	8,89	16	44
22/7/2005	34,00	36,0	11,77	12	56
23/7/2005	33,67	34,5	13,11	5	55
24/7/2005	31,42	32,5	10,26	14	48
25/7/2005	31,54	33,0	8,65	17	47
26/7/2005	32,92	35,5	11,05	15	52
27/7/2005	29,71	30,5	8,70	14	47
28/7/2005	31,00	31,5	8,88	14	45
29/7/2005	31,17	31,0	8,79	18	46
30/7/2005	32,58	34,5	13,14	16	69
31/7/2005	29,33	28,5	10,21	8	47
1/8/2005	36,58	40,0	12,61	14	54
2/8/2005	47,54	43,0	13,89	28	82
3/8/2005	35,71	38,0	8,52	16	47
4/8/2005	31,08	25,0	14,26	15	73
5/8/2005	37,08	36,5	10,09	17	61
6/8/2005	36,67	38,0	10,61	18	58
7/8/2005	33,04	31,0	10,75	15	50
8/8/2005	29,21	30,5	8,15	15	41
9/8/2005	32,79	36,5	10,79	14	55
10/8/2005	25,17	26,0	7,32	14	38
11/8/2005	33,71	35,5	9,54	18	54
12/8/2005	48,83	39,5	22,59	21	94
13/8/2005	33,50	33,0	10,75	14	56
14/8/2005	29,38	28,5	10,09	13	48
15/8/2005	33,13	34,5	12,00	13	60
16/8/2005	40,46	38,5	16,72	15	85
17/8/2005	29,25	29,0	11,49	8	44
18/8/2005	35,33	38,5	12,87	14	54
19/8/2005	39,67	40,5	16,00	14	73
20/8/2005	45,63	43,0	15,92	24	98
21/8/2005	37,17	36,5	13,10	15	65
22/8/2005	40,46	36,5	23,89	16	92
23/8/2005	45,67	38,0	26,77	18	116
24/8/2005	47,21	49,0	19,79	17	91
25/8/2005	40,83	36,0	18,67	16	99
26/8/2005	30,50	31,0	9,51	15	54
27/8/2005	28,13	30,0	11,39	8	44
28/8/2005	31,29	32,5	10,55	15	53
29/8/2005	38,04	37,0	17,21	12	65
30/8/2005	38,71	40,0	18,12	13	68
31/8/2005	47,00	40,0	32,55	13	129
1/9/2005	42,46	44,0	14,27	14	73
2/9/2005	39,29	39,5	16,31	14	72
3/9/2005	55,29	50,5	22,21	20	118

(CONTINUA)

(CONTINUAÇÃO)

DATA	MÉDIA (l/s)	MEDIANA (l/s)	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO (l/s)	MÁXIMO (l/s)
4/9/2005	38,46	36,0	13,16	14	60
5/9/2005	40,00	36,5	19,93	17	89
6/9/2005	45,79	40,5	22,56	18	106
7/9/2005	34,17	34,0	12,79	15	65
8/9/2005	31,83	31,5	13,11	11	56
9/9/2005	34,92	39,0	13,35	13	57
10/9/2005	41,38	42,5	13,86	19	64
11/9/2005	38,67	39,0	14,00	16	73
12/9/2005	37,71	41,0	13,91	14	58
13/9/2005	31,00	29,5	10,32	14	51
14/9/2005	24,88	25,5	7,12	13	37
15/9/2005	29,92	31,5	8,51	16	48
16/9/2005	23,58	23,0	5,70	12	34
17/9/2005	24,79	28,0	8,96	8	37
18/9/2005	24,96	25,5	7,33	11	40
19/9/2005	32,33	32,5	11,90	13	50
20/9/2005	47,38	49,5	23,59	13	77

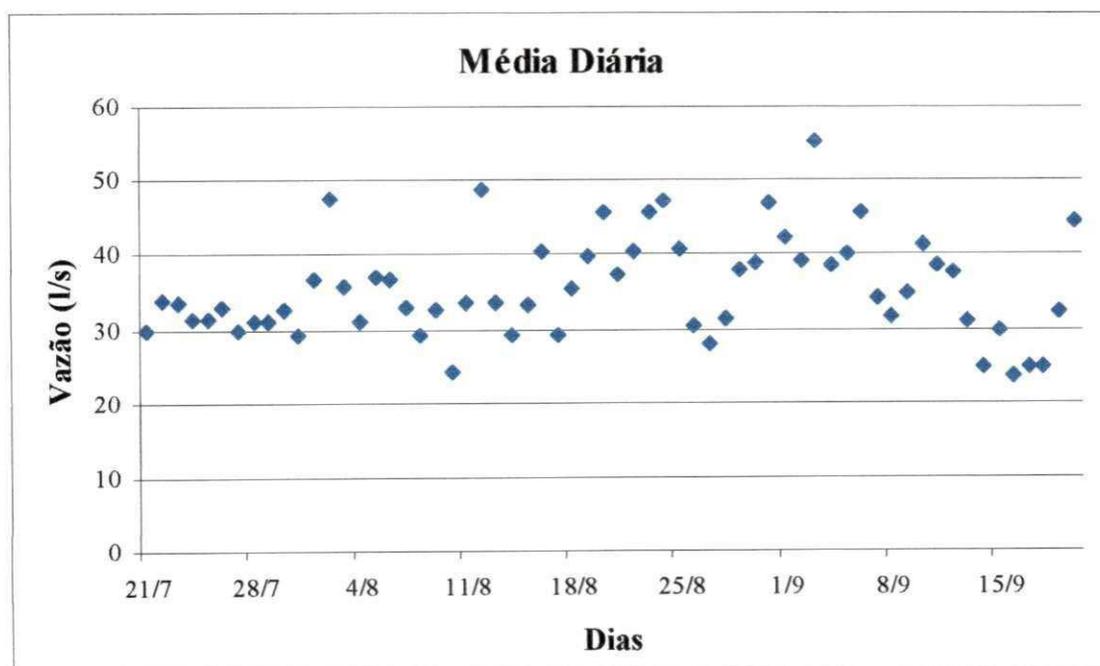


Figura 4.2 – Variação média da vazão diária afluyente observada na monitoração do afluyente do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.

A análise de variância (ANOVA) de fator único, ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), aplicada aos dados de vazão afluente do Módulo 2, demonstrou a existência de diferenças significativas entre as vazões médias diárias ao longo do período de monitoração, conforme o resumo apresentado na Tabela 4.3. Pode ser observado que a estatística F , determinada para o total dos conjuntos de dados, foi superior ao parâmetro F_{cr} , o que é consequência da existência de diferenças significativas entre as médias diárias. O método GT-2 foi utilizado para a construção da Figura. 4.3 que permite a comparação simultânea das médias diárias de vazão e dos respectivos intervalos de comparação. As médias das vazões diárias mostram mais homogeneidade que diferenças entre si, com exceção dos dias (2/08, 12/08, 24/08, 31/08 e 03/09) que apresentaram diferenças significativas em relação à maioria das médias do período estudado, devendo ser observado que uma média é significativamente diferente de outra quando não há intercessão dos respectivos intervalos de comparação.

Tabela 4.3 - Resumo da análise de variância [ANOVA (fator único)] para todos os conjuntos diários de dados de vazão obtidos no período de 20/07/2005 a 20/09/2005.

<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	75965,01	62	1225,242	5,094185	1,91E-31	1,322236
Dentro dos grupos	348510,3	1449	240,5178			
Total	424475,3	1511				

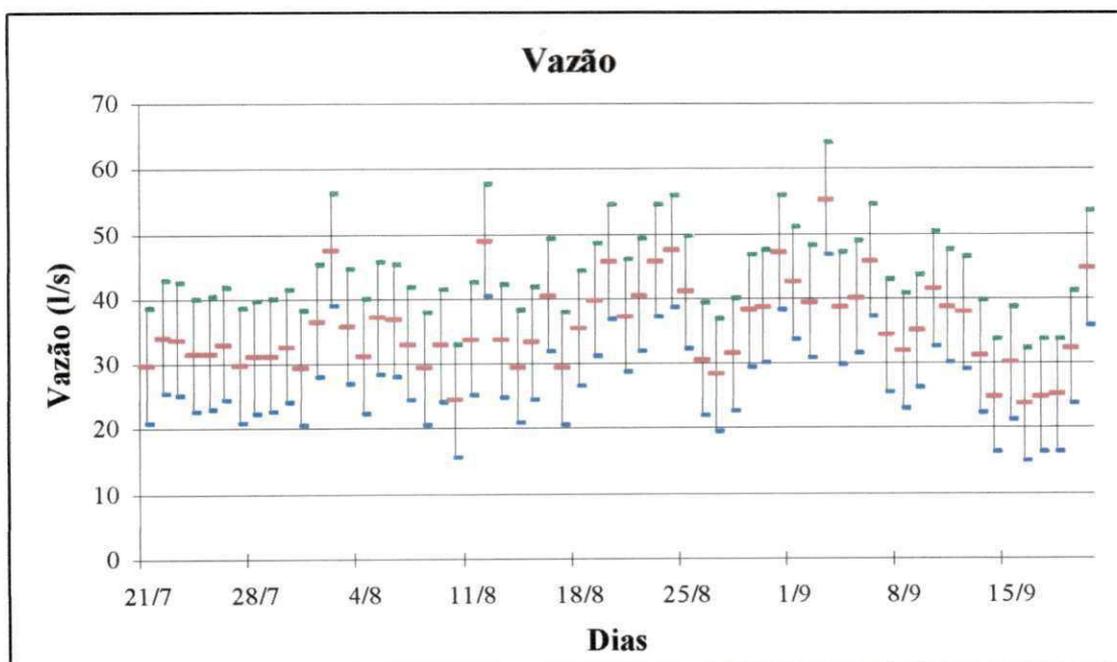


Figura 4.3 – Média (—) e limites de comparação inferior (—) e superior (—) observados na monitoração da vazão média diária afluente do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.

4.1.3 – Vazão média horária

A Tabela 4.4 contém os parâmetros estatísticos descritivos (média, mediana, desvio padrão, mínimo e máximo) dos conjuntos de dados de vazão obtidos para os diferentes horários (de hora em hora, entre 0h e 45 min e 23h e 45 min) do ciclo diário. A Figura 4.4 ilustra a curva de variação horária de vazão ao longo do dia (média para o período de monitoração), que apresenta um decréscimo da vazão entre 0h45min e 4h45min e um aumento gradual de 5h45min até 10h45min quando atinge o seu valor máximo e, em seguida, decresce.

Tabela 4.4 – Parâmetros estatísticos descritivos das vazões horárias

HORA	MÉDIA (l/s)	MEDIANA (l/s)	DESVIO PADRÃO	MÁXIMO (l/s)	MÍNIMO (l/s)
00:45	26,87	23,0	13,36	99	12
01:45	23,68	21,5	11,11	79	5
02:45	21,40	19,0	8,71	64	12
03:45	21,35	19,0	10,53	72	12
04:45	21,87	18,0	14,17	94	11
05:45	23,79	20,5	15,47	92	11
06:45	31,81	24,0	29,11	224	8
07:45	41,08	35,5	19,36	118	20
08:45	44,40	41,0	14,65	106	18
09:45	49,02	46,0	15,61	105	22
10:45	50,98	49,0	17,01	129	27
11:45	48,63	47,0	17,58	128	8
12:45	48,55	46,0	13,60	89	8
13:45	44,81	44,5	15,84	116	8
14:45	38,97	39,0	9,35	60	15
15:45	35,46	34,0	8,04	56	16
16:45	34,90	35,0	8,18	54	20
17:45	36,21	36,0	7,01	52	17
18:45	37,97	38,0	6,89	55	23
19:45	38,66	38,0	11,11	91	8
20:45	38,06	37,0	9,39	63	8
21:45	35,19	34,0	7,37	54	21
22:45	31,40	30,0	9,47	68	8
23:45	30,05	28,0	12,08	87	8

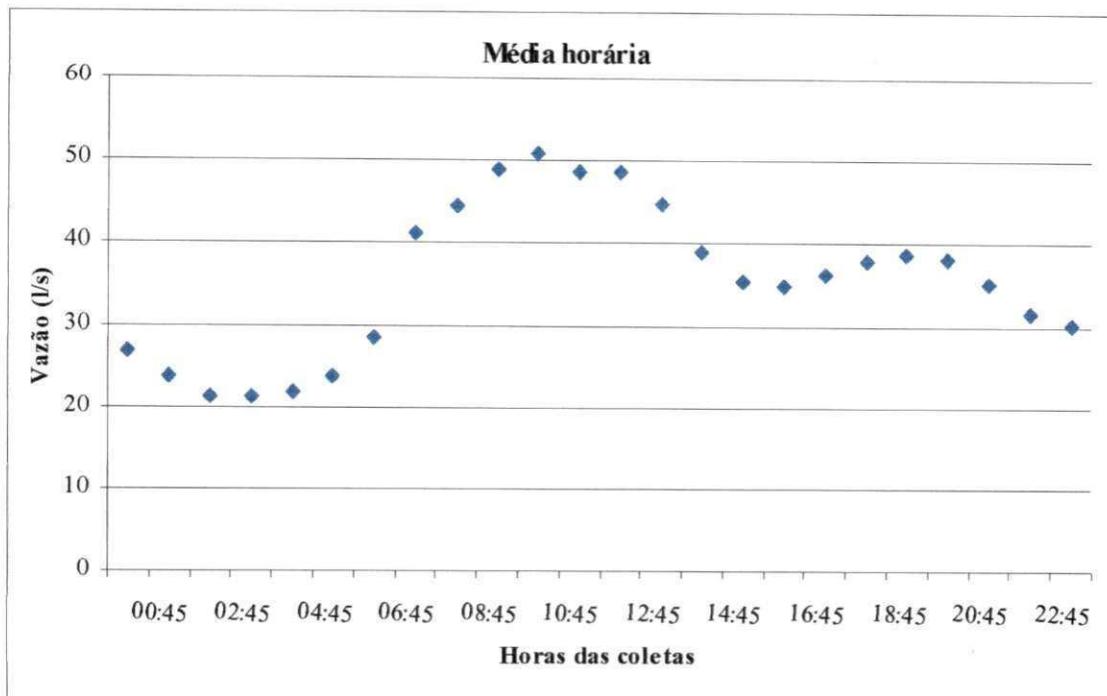


Figura 4.4 – Variação horária da vazão afluenta ao Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/05.

A Tabela 4.5 mostra o resumo da ANOVA de fator único aplicada aos 24 conjuntos de dados de vazão obtidos nos diferentes horários do ciclo diário, sendo destacada a ocorrência de diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as médias horárias ($F > F_{cr}$). A Figura 4.5, baseada no Método GT-2, permite a comparação gráfica simultânea das vazões médias horárias e dos respectivos intervalos de comparação, o que permite saber que vazões são significativamente diferentes umas das outras. As médias das vazões horárias no intervalo 00h45min-06h45min são significativamente menores que as médias do intervalo 07h45min-13h45min e tendem ao mesmo comportamento com relação às médias do restante do ciclo diário.

Tabela 4.5 – Resumo da análise de variância [ANOVA (fator único)] aplicada aos conjuntos de dados de vazões horárias afluentes ao Módulo 2 da ETE de Mangabeira, no período de 20/07a 20/09/2005

Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	121391,4	23	5277,888	27,07685	2,15E-96	1,536404
Dentro dos grupos	294722,8	1512	194,9225			
Total	416114,3	1535				

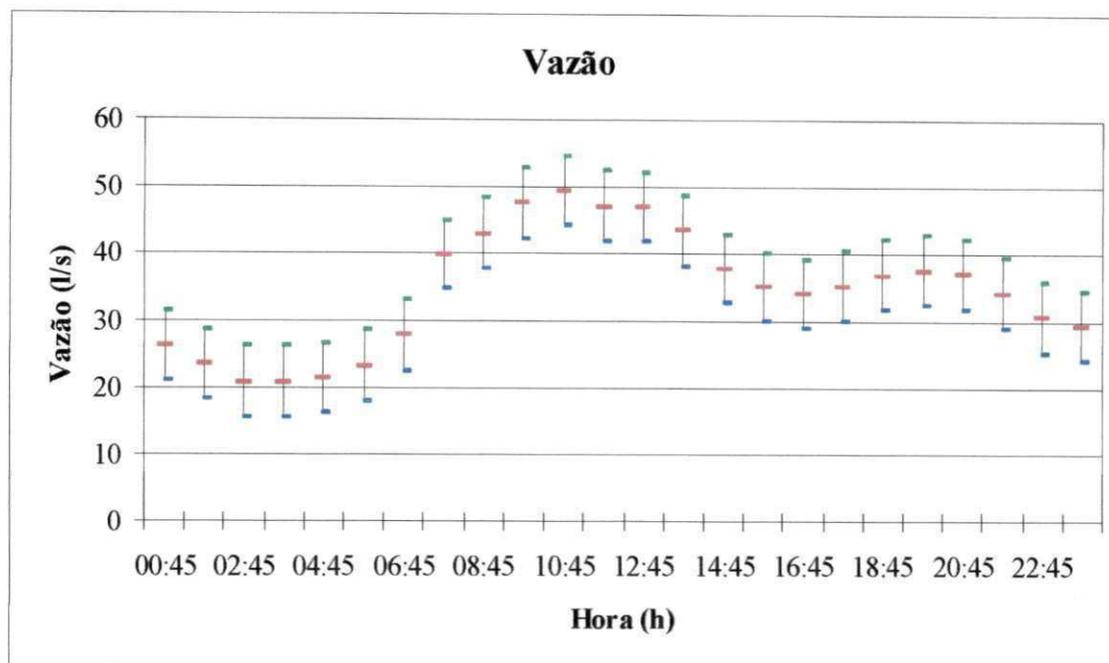


Figura 4.5 – Média (—) e limites de comparação inferior (—) e superior (—) observados na monitoração da vazão horária afluyente do módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/2005.

4.1.4 - Comportamento da vazão para cada dia particular da semana

Os conjuntos de dados de vazão, de cada dia particular da semana, foram submetidos à avaliação da distribuição de frequência e à determinação de parâmetros estatísticos descritivos. A Tabela 4.6 apresenta os valores médios de vazão horária, determinados para cada dia particular da semana.

As curvas para cada dia da semana, representadas na Figura 4.6, apresentaram contornos semelhantes embora com diferentes magnitudes. O valor médio da vazão horária das segundas-feiras foi de 35,44 l/s, com desvio padrão de 11,84 l/s, os maiores valores da vazão ocorreram entre as 07h45min e às 13h45min repetindo-se este comportamento nos outros dias da semana. Nas terças-feiras o valor médio da vazão horária foi 39,85 l/s e o desvio padrão de 11,32l/s. Numa terça-feira (02/08) foram registrados valores altos de vazão durante todo o dia e também foi registrado o maior índice pluviométrico do período de monitoração. O valor médio da vazão nas quartas-feiras foi de 34,10 l/s, com desvio padrão de 9,80 l/s. Na quarta-feira 31/08, foi registrado o máximo valor da vazão do período que foi de 129 l/s. Nas quintas-feiras o valor médio da vazão horária foi de 33,98 l/s, com desvio padrão de 8,65 l/s. A vazão média registrada nas sextas-feiras foi de 35,45l/s, com desvio padrão de 8,12 l/s. No sábado foi verificada a menor vazão horária do período de 5 l/s no dia 23/07. A vazão média horária do sábado foi 36,85 l/s com o desvio padrão de 9,68 l/s. A

vazão média horária registrada nos domingos foi 32,63 l/s com o desvio padrão de 9,37 l/s. Pode ser observado que a curva representativa das terças-feiras tende a se sobrepor em relação às dos demais dias da semana. Na Figura 4.6 também está representada a média das vazões médias de cada dia particular da semana observada no período de monitoração.

Tabela 4.6 – Vazão média horária para cada dia particular da semana em l/s.

HORA	SEGUNDA (l/s)	TERÇA (l/s)	QUARTA (l/s)	QUINTA (l/s)	SEXTA (l/s)	SABADO (l/s)	DOMINGO (l/s)
00:45	23	26	28	32	23	28	28
01:45	19	29	19	28	25	22	22
02:45	17	27	19	19	22	26	20
03:45	19	24	20	19	24	24	19
04:45	18	23	19	21	25	28	18
05:45	20	29	20	24	28	27	19
06:45	24	41	26	27	28	29	25
07:45	38	53	36	39	41	50	30
08:45	44	55	41	42	44	48	37
09:45	51	55	50	48	45	48	45
10:45	52	56	52	44	47	55	50
11:45	52	57	45	46	46	47	47
12:45	52	55	40	46	48	52	46
13:45	50	55	36	43	45	46	39
14:45	40	41	35	36	38	42	39
15:45	32	34	34	37	36	41	34
16:45	36	34	34	34	34	40	32
17:45	38	38	36	36	34	35	37
18:45	41	39	36	37	36	38	39
19:45	42	39	44	37	39	34	36
20:45	40	43	43	36	36	34	34
21:45	37	38	37	30	38	33	33
22:45	32	33	35	29	35	27	29
23:45	34	31	34	25	31	29	26

A Tabela 4.7 apresenta o resumo da ANOVA de fator único ($\alpha = 0,05$) aplicada aos 7 conjuntos de dados de vazão para os dias particulares da semana a qual não demonstrou a ocorrência de diferenças significativas ($F < F_{cr}$) entre as médias desses conjuntos de dados o que pode ser decorrente do modo intermitente de alimentação do sistema.

Tabela 4.7 – Resumo da análise de variância ANOVA (fator único) para os conjuntos de dados de vazão obtidos para cada dia particular da semana.

Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1019,561	6	169,9268	1,678785	0,129343	2,155302
Dentro dos grupos	16296,43	161	101,2201			
Total	17315,99	167				

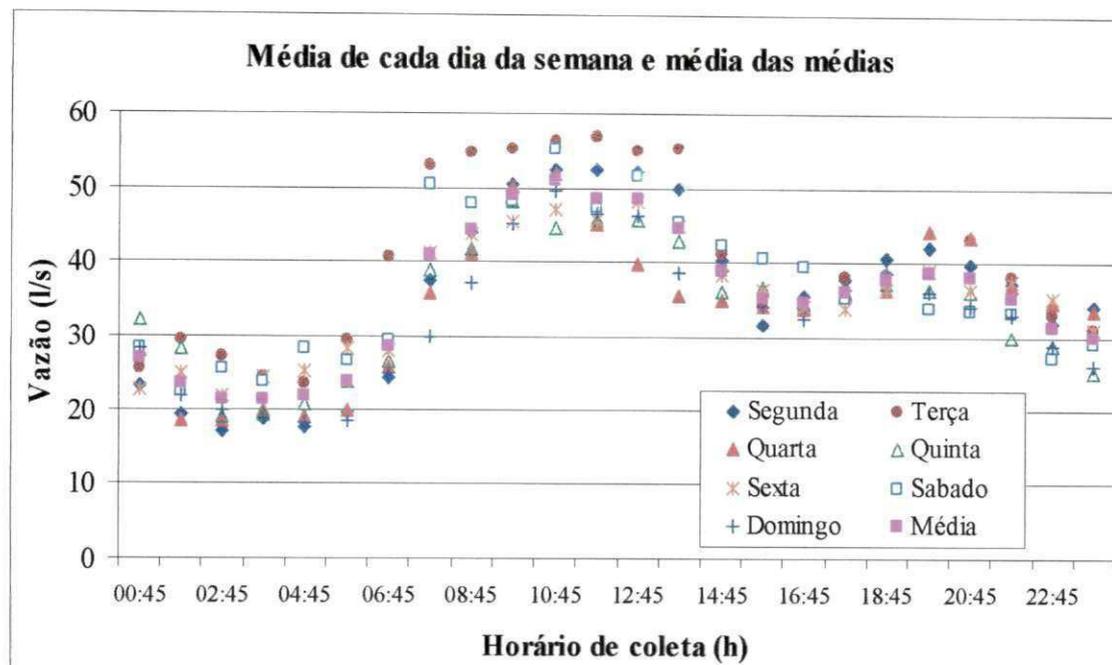


Figura 4.6 – Curva da variação média horária de cada dia particular da semana e a média das vazões médias de cada dia particular da semana no período de monitoração do afluente do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de 20/07 a 20/09/05.

4.2 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas.

A todos os conjuntos de dados de variáveis determinadas na investigação do desempenho do Módulo 2 da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira foi aplicado o teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (SOKAL & ROHLF, 1981; 1995) para examinar o ajuste dos dados amostrais à distribuição normal. Foi verificado que todos os conjuntos se ajustaram à distribuição normal. Foram realizadas 30 coletas no esgoto bruto (EB) afluente e efluentes da lagoa anaeróbia 1 (LA₁), lagoa anaeróbia 2 (LA₂) e lagoa facultativa (LF) do Módulo 2, entre março e novembro de 2005. A Tabela 4.8 apresenta os valores médios, o desvio padrão e os limites mínimo e máximo deste conjunto. Todos os dados amostrais foram submetidos à análise estatística descritiva (SOKAL & ROHLF, 1981; 1995) e, em seguida, foi aplicada a análise de variância de um fator, seguida pelo método GT-2, para a comparação das médias dos conjuntos de dados de uma mesma variável obtidos na análise do afluente e dos efluentes das unidades do Módulo 2.

Tabela 4.8 – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas determinadas no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA₁), anaeróbia 2 (LA₂) e facultativa (LF) do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.

PARÂMETROS		MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÁXIMO	MÍNIMO
DBO ₅ (mg/l)	EB	264	86,2	476	140
	LA ₁	85	22,6	153	54
	LA ₂	46	13,3	74	25
	LF	26	11,2	56	12
DQO (mg/l)	EB	895	216,5	1313	471
	LA ₁	367	131,5	750	147
	LA ₂	320	106,3	618	162
	LF	290	113,4	563	123
OD (mg/l)	LF	4,8	2,34	9,7	0,3
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	858	147,3	1149	601
	LA ₁	866	102,2	1022	625
	LA ₂	847	99,0	975	662
	LF	747	108,2	908	545
pH	EB	7,34	0,26	7,68	6,45
	LA ₁	6,82	0,16	7,11	6,27
	LA ₂	7,09	0,18	7,50	6,48
	LF	7,77	0,25	8,50	7,13
ALCALINIDADE TOTAL (mgCaCO ₃ /l)	EB	241	42,8	343	177
	LA ₁	267	40,1	347	186
	LA ₂	265	32,0	321	200
	LF	203	28,8	247	148
ACIDEZ TOTAL (mgCaCO ₃ /l)	EB	314	117,2	714	197
	LA ₁	383	130,5	739	237
	LA ₂	342	108,8	661	242
	LF	252	91,4	536	149
TEMPERATURA (°C)	EB	29	1,29	32	27
	LA ₁	29	1,06	31	27
	LA ₂	29	1,07	31	27
	LF	29	1,49	32	27
SST (mg/l)	EB	219	72,9	380	106
	LA ₁	64	25,0	142	28
	LA ₂	62	26,2	176	30
	LF	75	30,3	172	44
SSF (mg/l)	EB	58	60,5	291	7
	LA ₁	15	11,3	47	1
	LA ₂	13	13,6	50	1
	LF	15	17,1	63	1
SSV (mg/l)	EB	163	77,2	325	20
	LA ₁	49	24,3	124	13
	LA ₂	49	27,9	148	3
	LF	61	31,2	150	13
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	2,53E+07	1,06E+07	5,16E+07	2,75E+06
	LA ₁	6,05E+06	9,78E+06	5,57E+07	2,82E+05
	LA ₂	1,53E+06	9,57E+05	5,07E+06	4,75E+05
	LF	9,39E+04	1,41E+05	5,52E+05	1,00E+03
CLOROFILA a (µg/l)	LA ₂	62	55,3	181	2
	LF	456	157,7	944	122

A Tabela 4.9 apresenta os valores da estatística F determinada em cada uma das análises e o correspondente parâmetro crítico F_{cr} com o qual a estatística F deve ser comparada para determinar a existência ($F > F_{cr}$) ou não ($F < F_{cr}$) de diferenças significativas entre as médias dos diversos conjuntos amostrais comparados. Assim, conforme demonstra a Tabela 4.9, todas as variáveis, com exceção da temperatura, apresentaram diferenças significativas ao longo do sistema.

Tabela 4.9 – Valores da estatística F e do parâmetro F_{cr} para a comparação de médias de conjuntos de dados amostrais de variáveis de monitoração do afluente EB e dos efluentes LA₁, LA₂ e LF, da ETE de Mangabeira, no período de março a novembro de 2005.

	F	F_{cr}
T EMPERATURA	0,648739	2,651639
pH	172,5886	2,65068
DBO₅	172,9786	2,68281
DQO	111,642	2,68281
ALCALINIDADE TOTAL	19,64131	2,682809
ACIDEZ TOTAL	6,652905	2,688691
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	6,913847	2,682809
SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS	89,41174	2,685645
SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS	13,07249	2,685645
SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS	42,61398	2,685645
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	74,945	2,685643
CLOROFILA “a”	149,95455	4,019541

4.2.1 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Figura 4.7.a, ilustra as variações ocorridas na DBO₅, no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas. A média da DBO₅ do esgoto bruto foi de 264mg/L e as médias dos efluentes LA₁, LA₂ e LF foram 85, 46 e 26 mg/L, respectivamente (Tabela 4.8), exprimindo uma eficiência de remoção total de 90,19% do material orgânico biodegradável, sendo esse comportamento ilustrado na Figura 4.7.b. Somente as duas lagoas anaeróbias do início da série foram responsáveis por uma eficiência de remoção de 81,80 %, podendo esta ser atribuída, principalmente, à sedimentação e à digestão da matéria orgânica. A remoção do material orgânico biodegradável ocorreu eficientemente em todos os reatores, salvo em (LA₂-LF) na vigésima semana. O Módulo 2 da ETE de Mangabeira opera com um tempo de detenção hidráulica total de 28,41 dias e cargas orgânicas superficial e volumétrica na primeira lagoa anaeróbia de 2020,49 kgDBO₅/ha.dia e 57,74 gDBO₅/m³.dia.

A comparação gráfica do método GT-2 (Figuras 4.7.c), permite observar que houve diferenças significativas entre as médias da DBO₅, entre o afluente do EB e os efluentes LA₁, LA₂ e LF. Diferenças significativas foram observadas entre os efluentes das LA₁ e LA₂. Sendo que o afluente apresentou valores médios significativamente superiores aos dos efluentes.

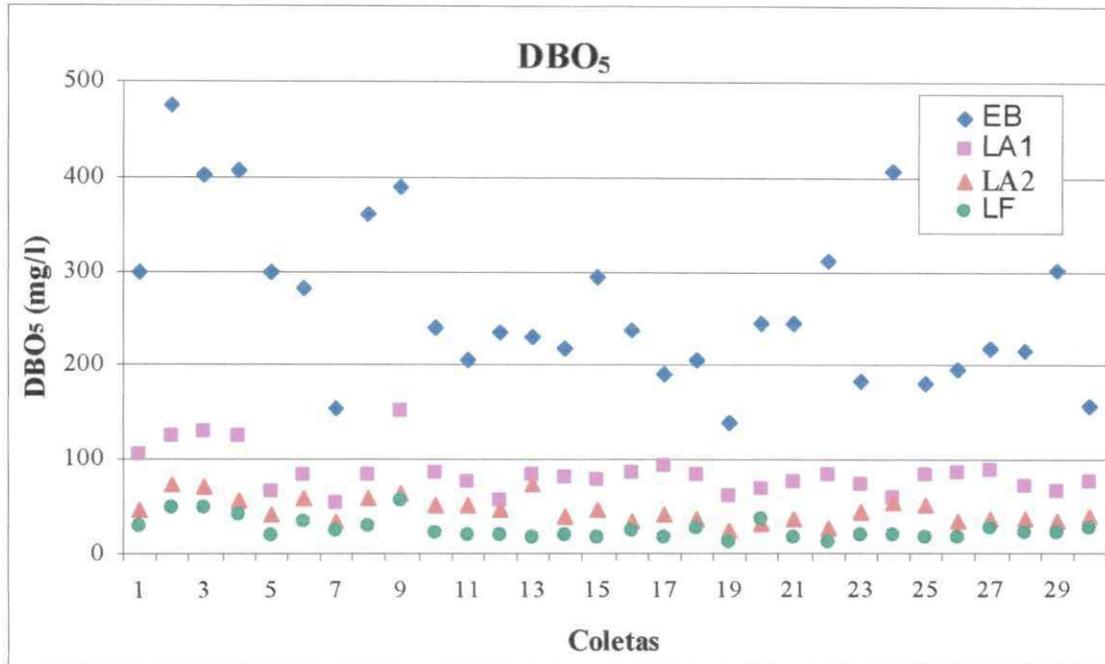


Figura 4.7.a - Variação de DBO₅ no EB e nos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

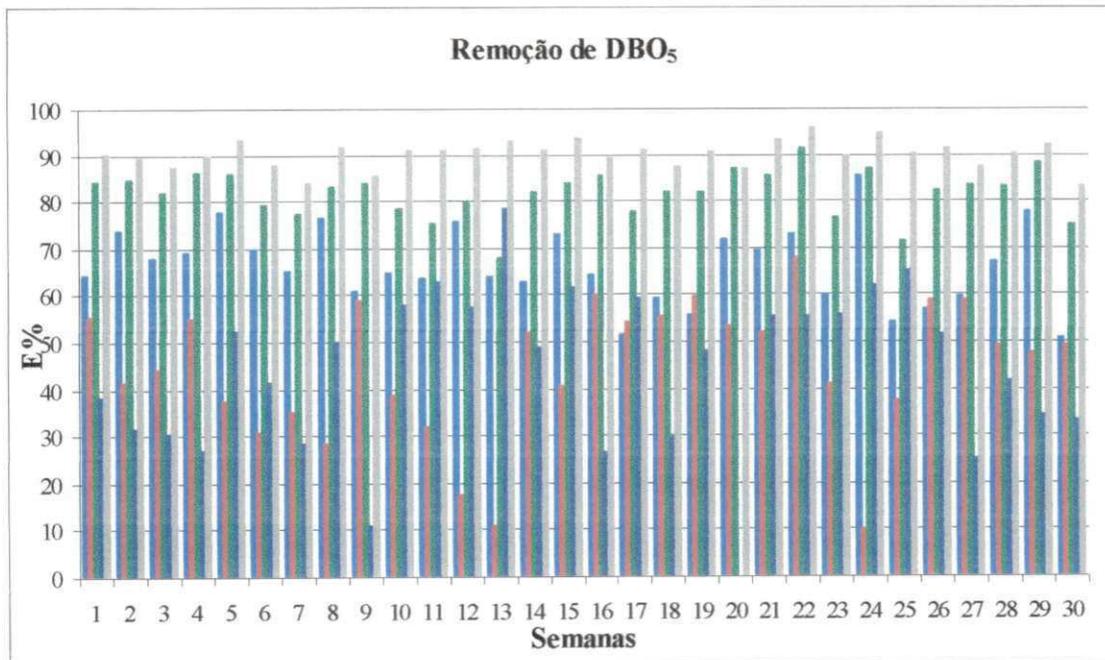


Figura 4.7.b – Percentual de remoção de DBO₅ em EB-LA₁ (■), LA₁-LA₂ (■), EB-LA₂ (■), LA₂-LF (■) e EB-LF (■).

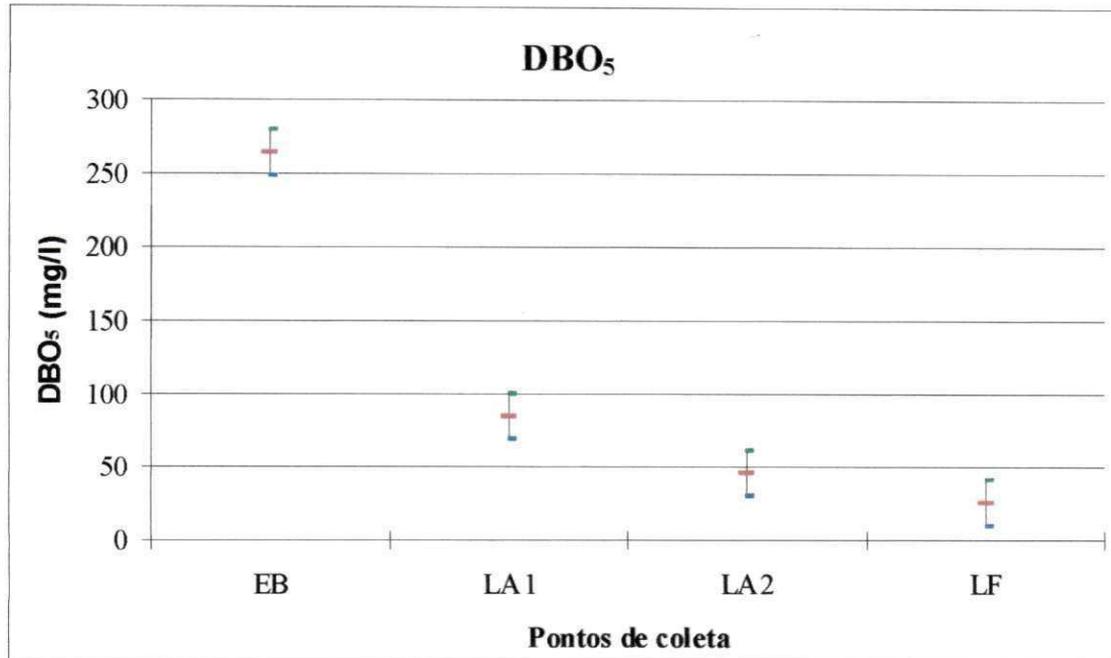


Figura 4.7.c – Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a variável DBO_5 .

4.2.2 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 4.8.a ilustra a variação de DQO ao longo do período de monitoração. O sistema apresentou remoção média de 66,64 %, sendo o valor médio da DQO para o EB de 895mg/l e para os efluentes LA_1 , LA_2 e LF, respectivamente, 367, 320 e 290mg/l (Tabela 4.8). A série anaeróbia (EB - LA_2) apresentou eficiência de remoção de 63,53%. A relação DQO/DBO_5 do esgoto bruto foi de 3,39, evidenciando uma baixa fração de material biodegradável com relação à elevada fração de material orgânico inerte biologicamente, contrastando com a faixa de 1,7 a 2,4 comumente registrada pela literatura (VON SPERLING,1996) para águas residuárias tipicamente domésticas. Isso possivelmente é devido à alimentação intermitente do sistema, que determina a prolongada retenção das águas residuárias nos poços úmidos das estações elevatórias. Pela Figura 4.8.b, pode ser identificado que não houve remoção de DQO na segunda lagoa da série anaeróbia nas seguintes semanas: 2^a, 3^a, 5^a, 8^a, 9^a, 10^a, 13^a, 16^a, 17^a e 26^a. Nas demais semanas a remoção foi significativa, demonstrando que a segunda lagoa anaeróbia sedimentou boa parte das frações orgânicas não biodegradáveis, remanescentes da primeira. A eficiência da série anaeróbia foi bastante satisfatória, apresentando remoção, em algumas semanas, maior (9^a, 12^a, 16^a, 17^a, 18^a, 22^a, 23^a

e 30) ou igual (10^a, 15^a, 19^a e 29^a) à do sistema como um todo. Nessas semanas o sistema (EB-LF) apresentou menor eficiência de remoção de DQO o que pode ser justificado pela maior presença SSV, possivelmente associados ao fitoplâncton desenvolvido na lagoa facultativa.

A análise comparativa mostra que houve diferenças significativas entre o afluente EB e os efluentes LA₁, LA₂ e LF (Figura 4.8.c), embora tenha sido demonstrada homogeneidade entre LA₁, LA₂ e LF.

4.2.3 – OD

A Tabela 4.8 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos dos dados amostrais de oxigênio dissolvido no efluente final do Módulo 2 da Estação de Tratamento de Mangabeira, podendo ser observado que os valores médio, mínimo e máximo obtidos foram 4,8; 0,3 e 9,5 mg/l, respectivamente. A Figura 4.9 ilustra as variações das concentrações de oxigênio dissolvido e indica que durante todo o período de monitoração foram mantidas condições de aerobiose no efluente final do sistema de tratamento, pois somente no dia 03/03/05 a concentração foi inferior a 0,5mg/l.

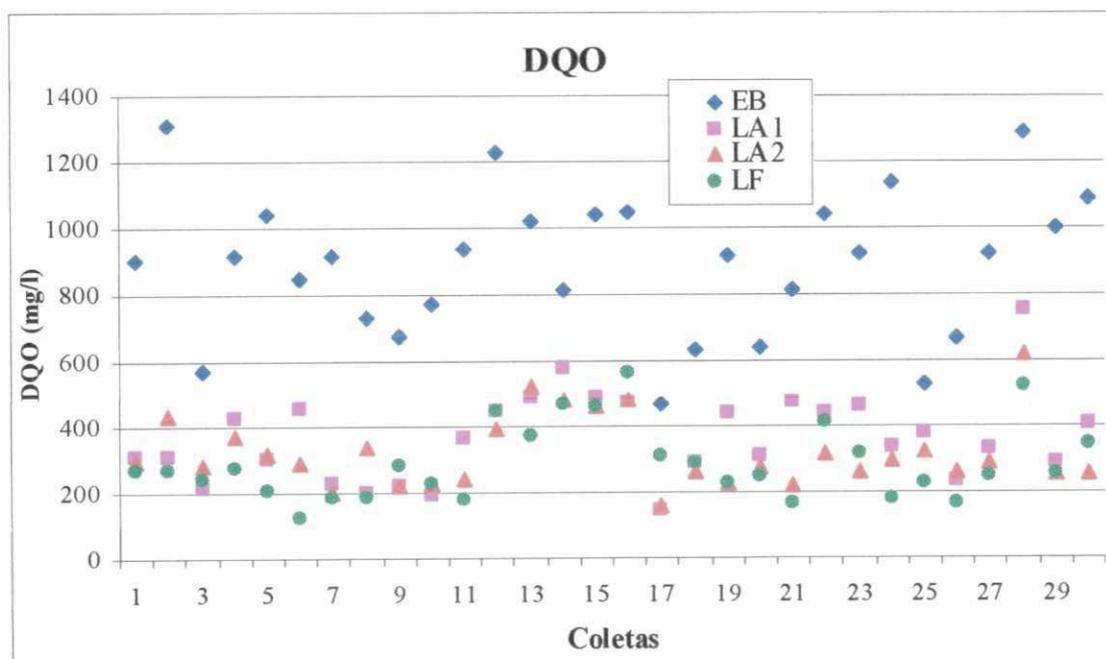


Figura 4.8.a - Variação de DQO no EB e nos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

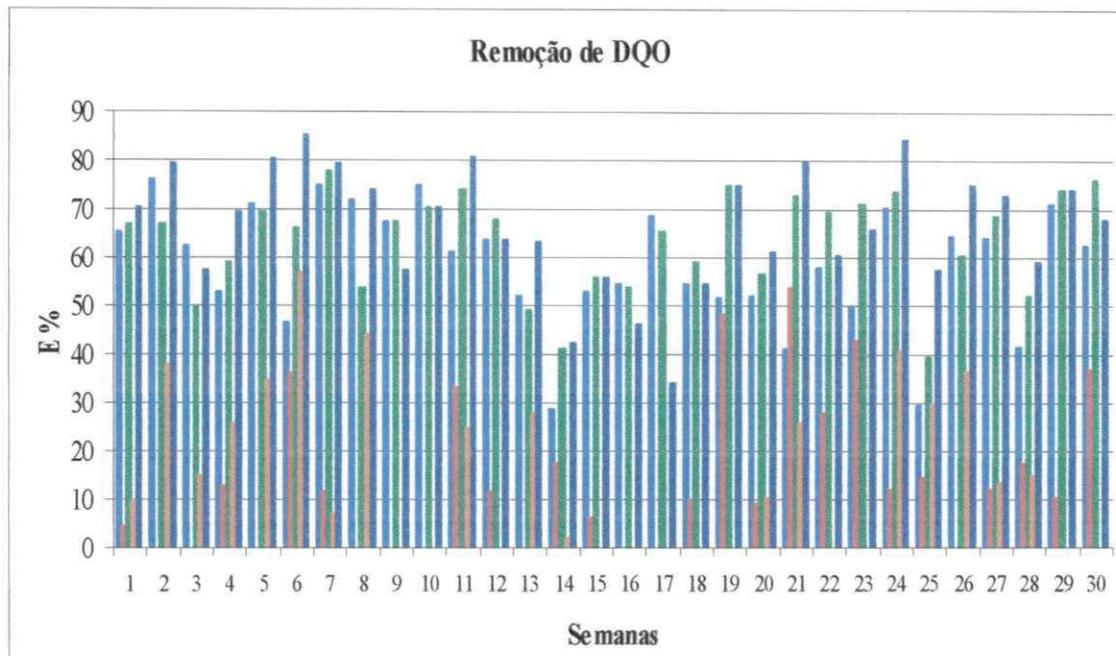


Figura 4.8.b – Percentual de remoção de DQO em EB-LA₁ (■), LA₁-LA₂ (■), EB-LA₂ (■), LA₂-LF (■) e EB-LF (■).

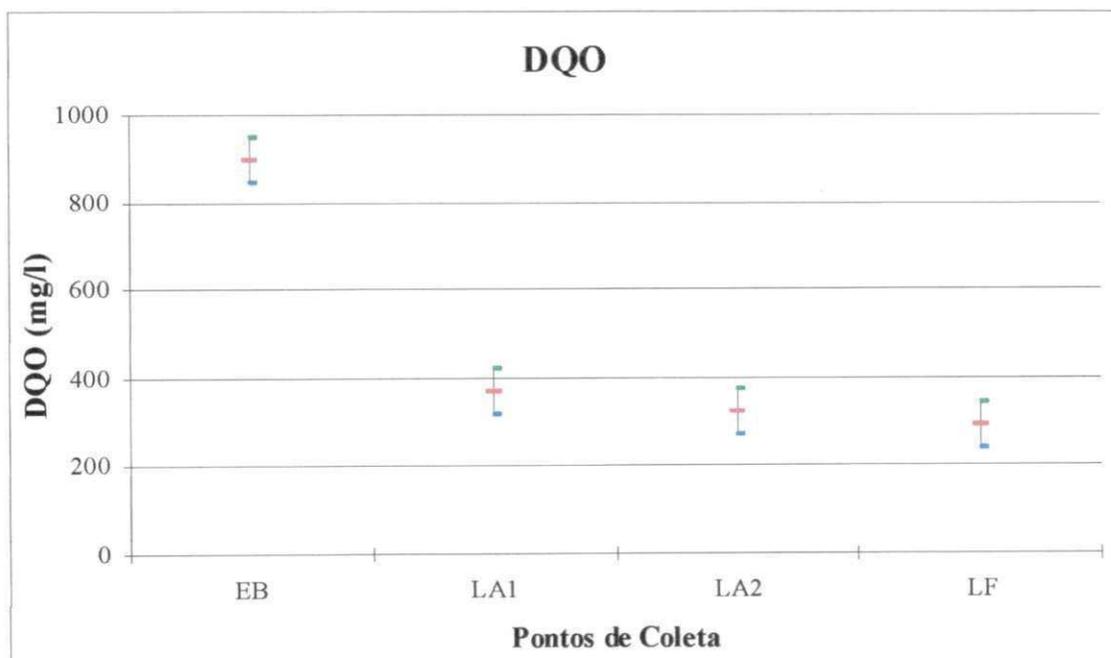


Figura 4.8.c - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a variável DQO.

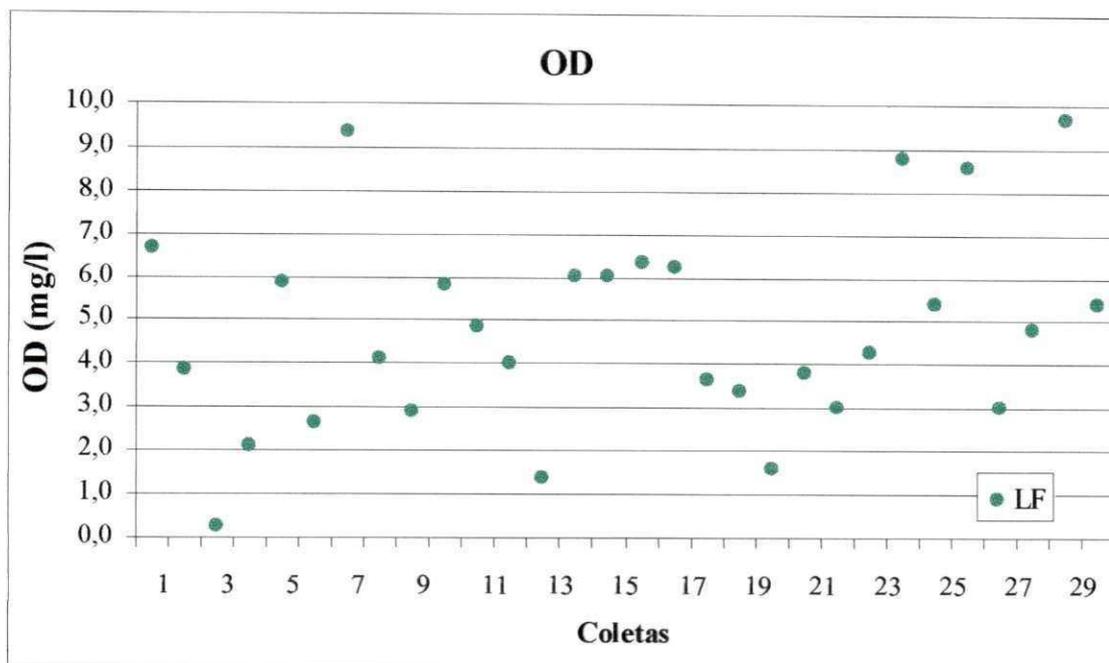


Figura 4.9 - Variação de OD no efluente LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

4.2.4 - Condutividade Elétrica (CE)

A condutividade elétrica exprime a capacidade de uma solução de conduzir corrente elétrica e depende da concentração total de íons e, conseqüentemente de sais em solução. Os valores médios, máximos e mínimos para CE (Tabela 4.8) do EB foram 858; 1149 e 601 $\mu\text{mho/cm}$, para o efluente LA₁ foram 866; 1022 e 625 $\mu\text{mho/cm}$, para LA₂ foram 847; 975 e 662 $\mu\text{mho/cm}$ e para LF foram 747; 908 e 545 $\mu\text{mho/cm}$, respectivamente. É importante observar que enquanto as lagoas anaeróbias tendem a manter o nível de condutividade elétrica das águas residuárias brutas, conforme já observado por outros autores (SILVA, 1982; OLIVEIRA, 1990), a lagoa facultativa contribui para uma substancial redução dessa condutividade. A Figura 4.10.a ilustra o comportamento da CE ao longo do período de monitoração.

A comparação gráfica pelo método GT-2 (Figura 4.10.b) demonstra que EB, LA₁ e LA₂ não apresentaram diferenças significativas entre si, mas a condutividade elétrica do efluente LF foi significativamente menor que as dos demais pontos. Esta redução tem relação com o decréscimo da quantidade de matéria orgânica da água residuária e da conseqüente diminuição do teor de sais dissolvidos liberados do processo de decomposição.

4.2.5 – Temperatura

Conforme mostra a Tabela 4.8, o valor médio da temperatura foi 29 °C para o afluente EB e efluentes LA₁, LA₂ e LF. Tal valor médio está situado na faixa típica de temperatura de corpos aquáticos em regiões de clima tropical. A temperatura é um dos principais fatores abióticos dos ecossistemas aquáticos, pois tem uma relação direta com a velocidade das reações bioquímicas e controla a solubilidade de gases, o que está relacionado ao processo de degradação biológica. O valor mínimo observado para a temperatura foi 27 °C para o afluente e efluentes do sistema. A variação da temperatura medida nas amostras está ilustrada na Figura 4.11.

Conforme referido anteriormente, a análise de variância ANOVA, fator único (Tabela 4.9), demonstrou que não houve diferenças significativas entre as médias das temperaturas do afluente e efluentes do sistema.

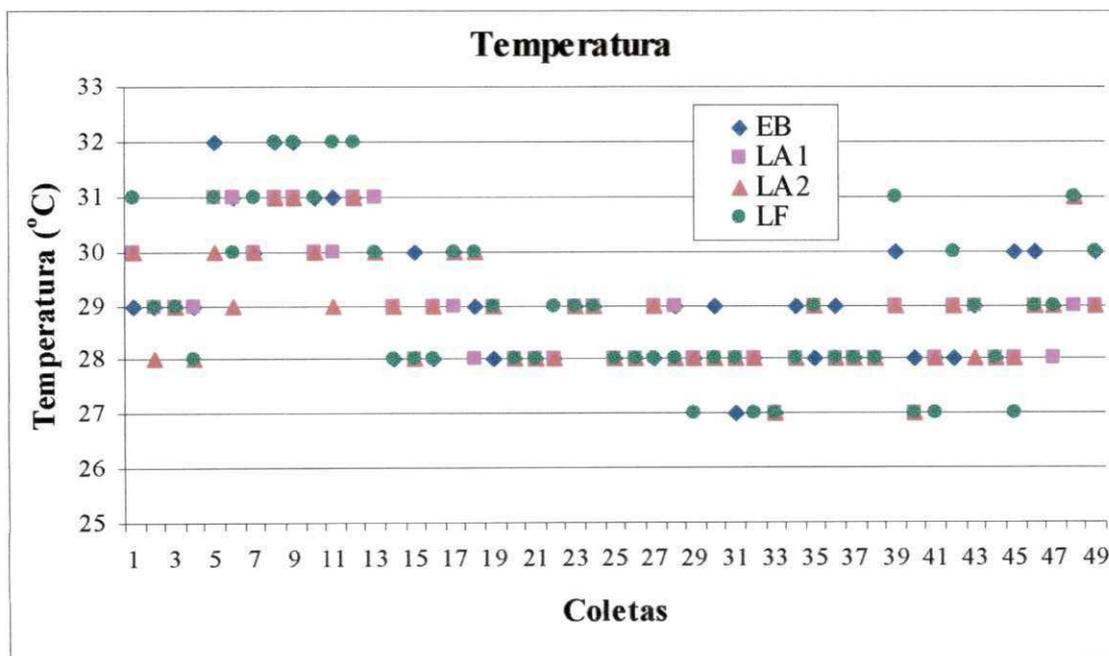


Figura 4.11 - Variação das medidas de temperatura obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

4.2.6 – Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Tabela 4.8 mostra os valores médios, mínimos e máximos do pH determinados para o EB e os efluentes LA₁, LA₂ e LF. Os valores mínimos e máximos registrados foram, respectivamente, 6,45 e 7,68 para o EB, 6,27 e 7,11 para LA₁, 6,48 e 7,50 para LA₂ e 7,13 e

8,50 para LF, sendo os respectivos valores médios 7,34, 6,82, 7,09 e 7,77. A Figura 4.12.a, ilustra a variação do pH no afluente e nos efluentes das unidades do sistema de tratamento, sendo observada uma grande frequência de valores próximos à neutralidade particularmente nos efluentes das lagoas anaeróbias. Isto é uma ocorrência bastante típica em reatores anaeróbios nos quais as fases acidogênica e metanogênica se desenvolvem equilibradamente. No efluente LF foi verificado um aumento dos valores de pH, estando associado ao processo de fotossíntese do fitoplâncton que, ao consumir o dióxido de carbono dissolvido na massa líquida, promove a liberação de hidroxilas que aumentam o pH. Mas, o valor médio do pH no efluente final não foi muito elevado, mesmo se tratando de uma lagoa facultativa secundária, no entanto, apresentou-se próximo ao encontrado (7,8) por Florentino (1992), que analisou uma série anaeróbia - facultativa, em escala real, na cidade de Guarabira, estado da Paraíba. Silva (1982) estudando uma série de mesma configuração, em escala piloto, também obteve pH próximo (7,69).

A variação nos valores do pH (Figura 4.12.b) mostrou que houve diferenças significativas em todos os pontos estudados. Sendo que os valores do efluente foram significativamente superiores aos demais.

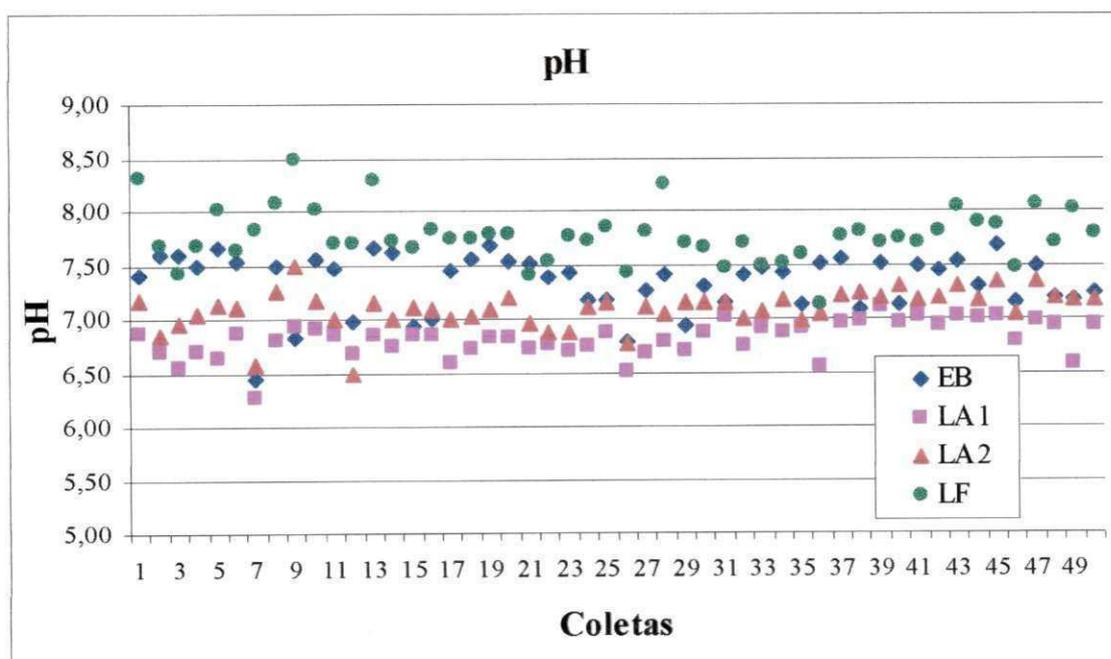


Figura 4.12.a - Variação dos valores de pH medidos na monitoração do EB e dos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

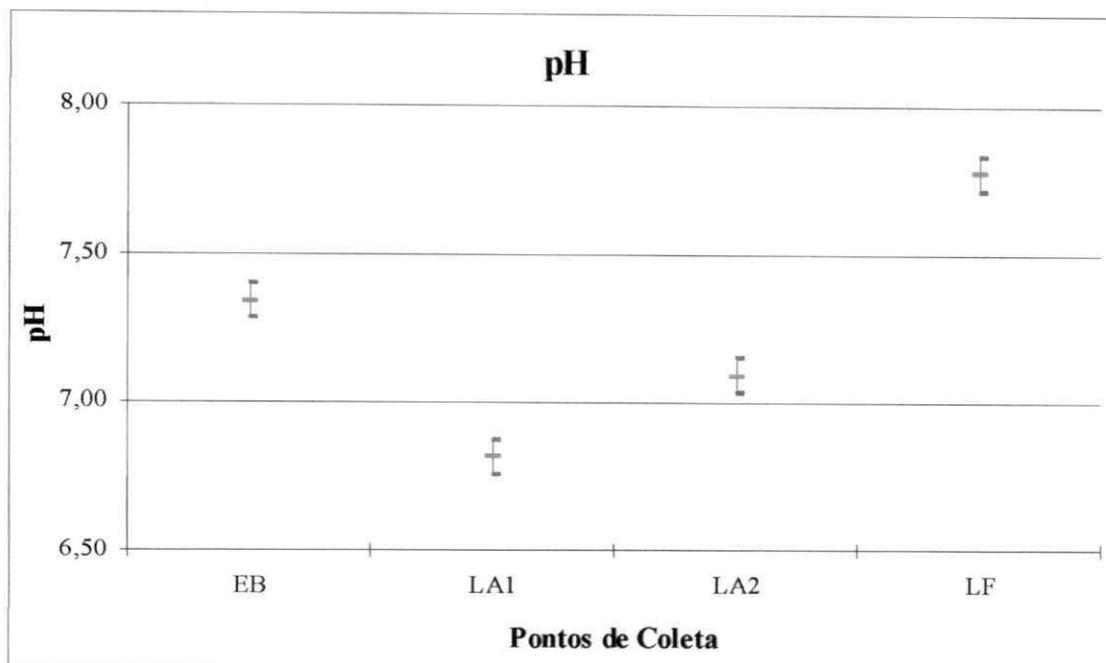


Figura 4.12.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a variável pH.

4.2.7 – Acidez Total

A variação da acidez total no sistema analisado está ilustrada na Figura 4.13.a. Conforme apresentado na Tabela 4.8, o valor médio da acidez do EB foi de 314 mgCaCO₃/L, enquanto a média para os efluentes da LA₁ foi de 383 mgCaCO₃/L, da LA₂ foi 342 mgCaCO₃/L e da LF foi de 252 mgCaCO₃/L. Houve uma elevação da acidez no efluente da LA₁, devida à atividade metabólica das bactérias acidogênicas que liberam os ácidos orgânicos, principalmente ácido acético, durante a degradação da matéria orgânica. No entanto, a partir do efluente LA₂ a acidez diminuiu sensivelmente atingindo sua mais baixa concentração no efluente LF. A redução da acidez no sistema pode ser atribuída, principalmente, à transformação de ácido acético em metano e gás carbônico no processo de digestão anaeróbia e, também, em virtude do consumo do dióxido de carbono pelo fitoplâncton.

A análise comparativa (Figura 4.13.b) mostra que o efluente LF apresentou diferenças significativas em relação aos efluentes das anaeróbias, mas essa diferença não se manifesta com relação ao afluente EB.

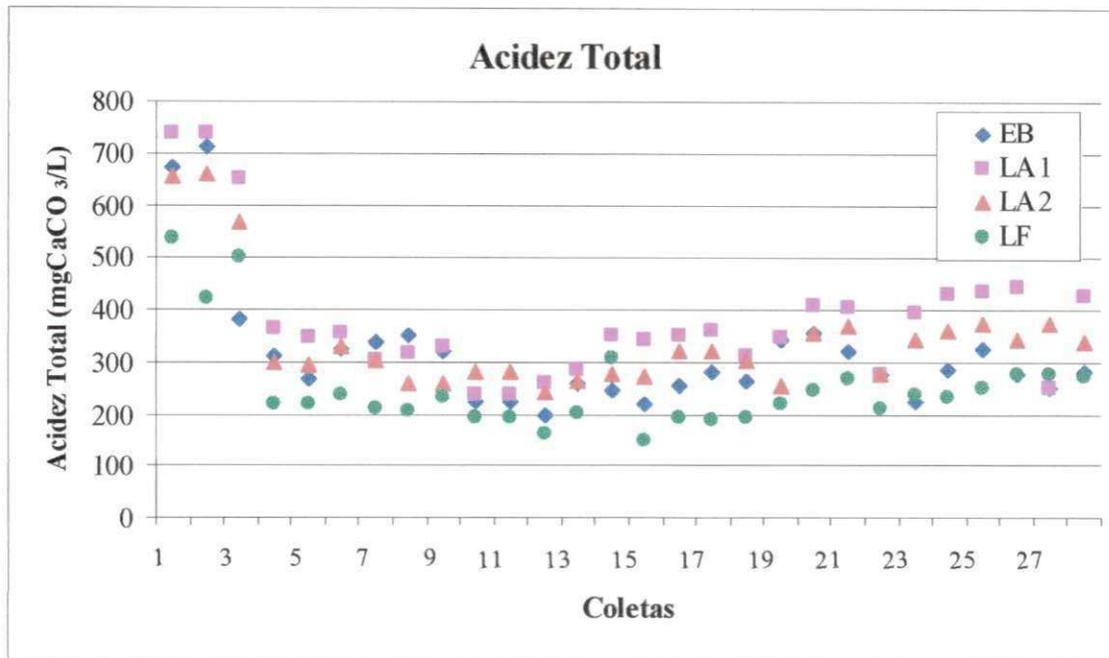


Figura 4.13.a – Variação dos valores de Acidez total obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

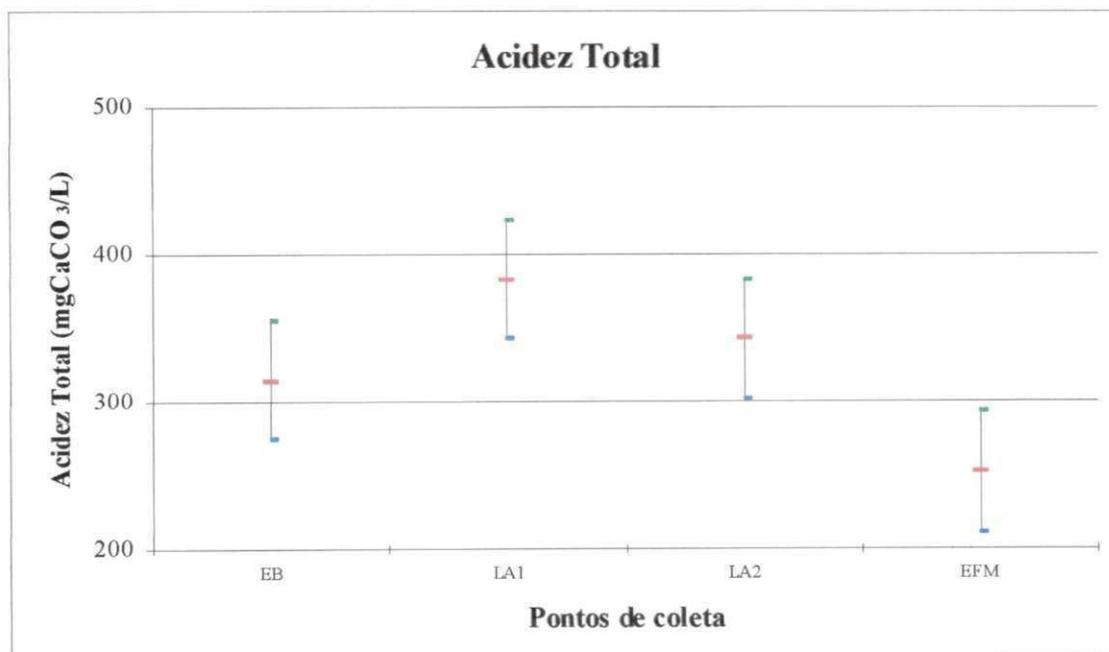


Figura 4.13.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a variável Acidez total.

4.2.8 – Alcalinidade total

O valor médio da alcalinidade total para o EB foi $241\text{mgCaCO}_3/\text{L}$, enquanto para os efluentes LA₁ foi $267\text{mgCaCO}_3/\text{L}$, LA₂ foi $265\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ e LF foi $203\text{mgCaCO}_3/\text{L}$, sendo destacado que o efluente da lagoa facultativa secundária apresentou uma redução na alcalinidade total (Tabela 4.8). Embora alguns autores (Wilson, 1981 apud Silva, 1982) atribuam tal diminuição à ocorrência de nitrificação a qual apresenta uma demanda líquida de alcalinidade de $3,5\text{ mg de CaCO}_3$ por $\text{mg de NH}_3\text{-N}$ nitrificado, parece mais provável que a diminuição venha a ocorrer devido à diminuição de espécies que contribuem para a alcalinidade do sistema, tais como amônia e sais de ácidos voláteis. A nitrificação pode ocorrer minimamente em lagoas de maturação, mas não em lagoas facultativas, conforme comprovaram os experimentos realizados em sistemas em escala-piloto na EXTRABES (Silva, 1982; Oliveira, 1990). De fato, bactérias nitrificantes não encontram, em lagoas de estabilização, os necessários elementos de suporte para sua fixação e desenvolvimento. Os dados da alcalinidade estão representados na Figura 4.14.a.

Com relação à alcalinidade não houve diferenças significativas entre EB e os efluentes das lagoas anaeróbias, mas o efluente da LF mostrou diferenças significativas em relação aos demais pontos (Figura 4.14.b).

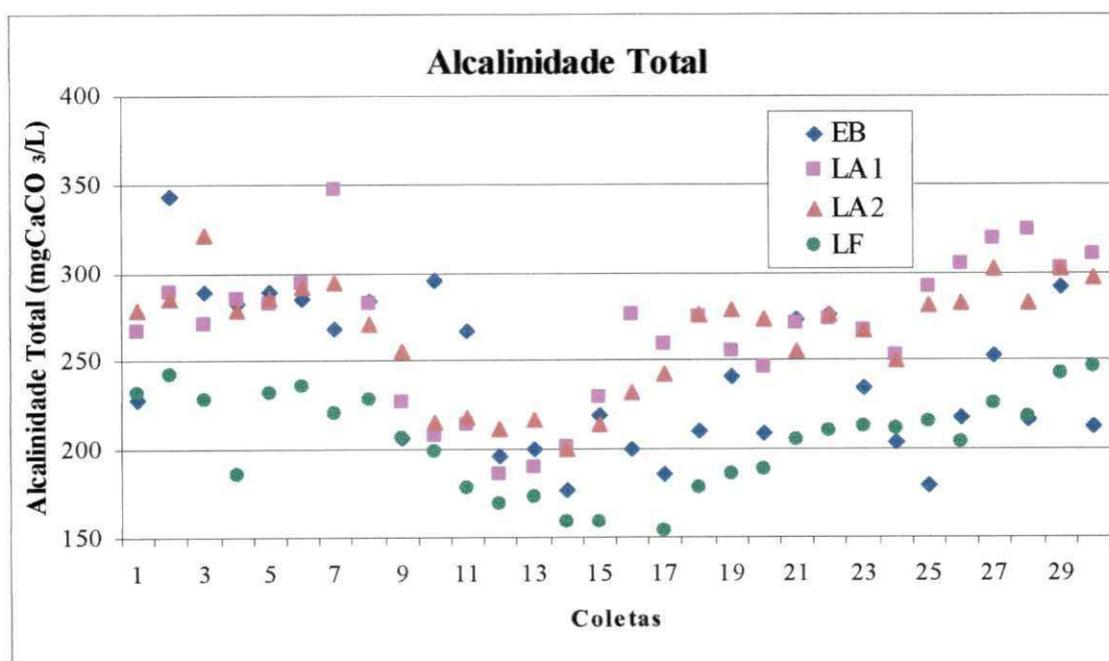


Figura 4.14.a – Variação dos valores de Alcalinidade total obtidas na monitoração do EB e dos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

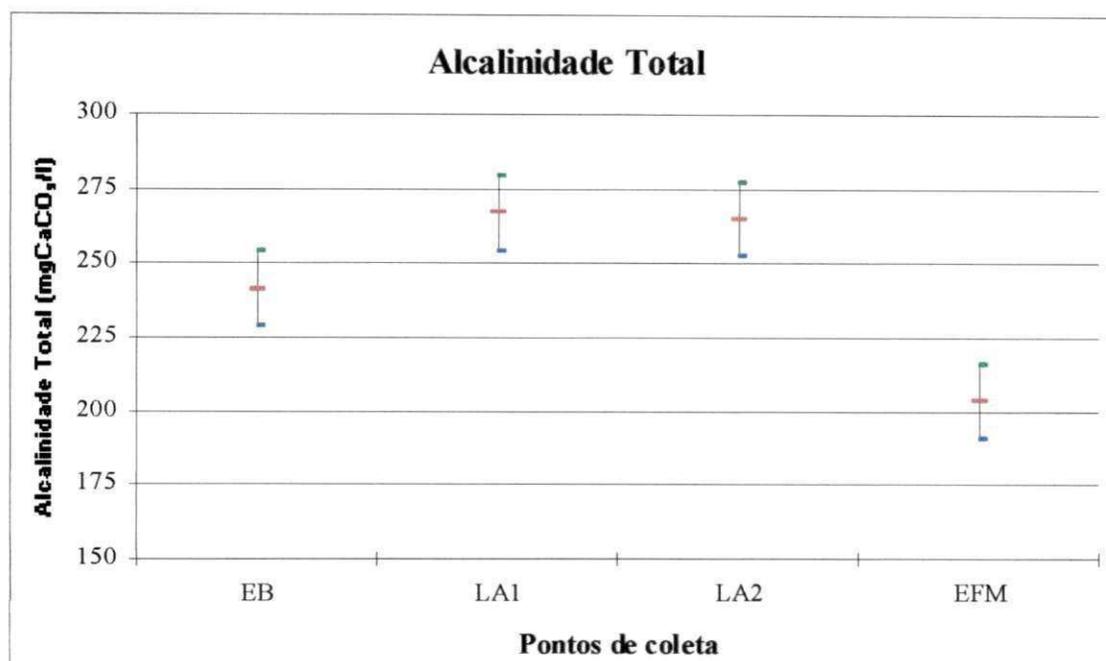


Figura 4.14.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a variável Alcalinidade total.

4.2.9 – Sólidos Suspensos

As Figuras 4.15.a, 4.16.a e 4.17.a ilustram, respectivamente, as variações das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF). Os parâmetros descritivos dos sólidos suspensos e suas frações são apresentados na Tabela 4.8.

De modo semelhante ao que ocorreu com a DBO₅ e a DQO, a concentração de sólidos suspensos foi reduzida na lagoa anaeróbia 1. No afluente a média encontrada para SST foi de 219 mg/l, enquanto nos efluentes LA₁, LA₂ e LF as médias foram 64, 62 e 75 mg/l, respectivamente, correspondendo a uma remoção de 62% para o sistema. Entretanto, somente as duas lagoas anaeróbias do início da série foram responsáveis por uma eficiência de remoção de 68 %, podendo esta remoção ser atribuída, principalmente à sedimentação. O efluente de LF apresentou aumento em relação ao efluente LA₂ que, provavelmente, foi devido à contribuição da biomassa do fitoplâncton que se desenvolveu na massa líquida da lagoa facultativa.

Os SSV apresentaram comportamento semelhante, em termos de variação temporal, aos SST. Para os sólidos suspensos voláteis os valores médios para o esgoto bruto e efluentes LA₁, LA₂ e LF foram respectivamente 163, 49, 49 e 61 mg/l, correspondendo a uma eficiência de remoção de 58% para o sistema e de 67% para a série anaeróbia.

As concentrações médias da fração fixa dos sólidos suspensos foram 58 mg/l no EB e 15, 13 e 15 mg/l, respectivamente para os efluentes LA₁, LA₂ e LF, com eficiência de remoção de 63% para o sistema.

A comparação gráfica pelo método GT-2 (Figuras 4.15.b, 4.16.b e 4.17.b), demonstra que houve diferenças significativas nas frações dos sólidos suspensos entre o afluente e os efluentes LA₁, LA₂ e LF. Entretanto os efluentes não apresentaram diferenças significativas entre si.

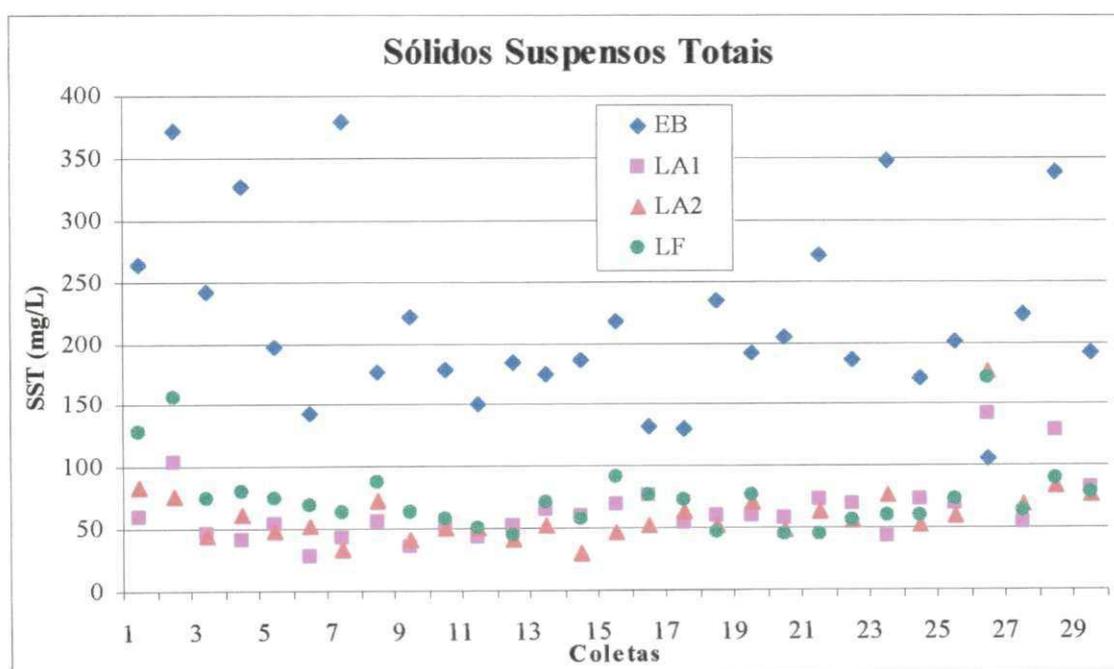


Figura 4.15.a - Variação dos sólidos suspensos totais no EB e nos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

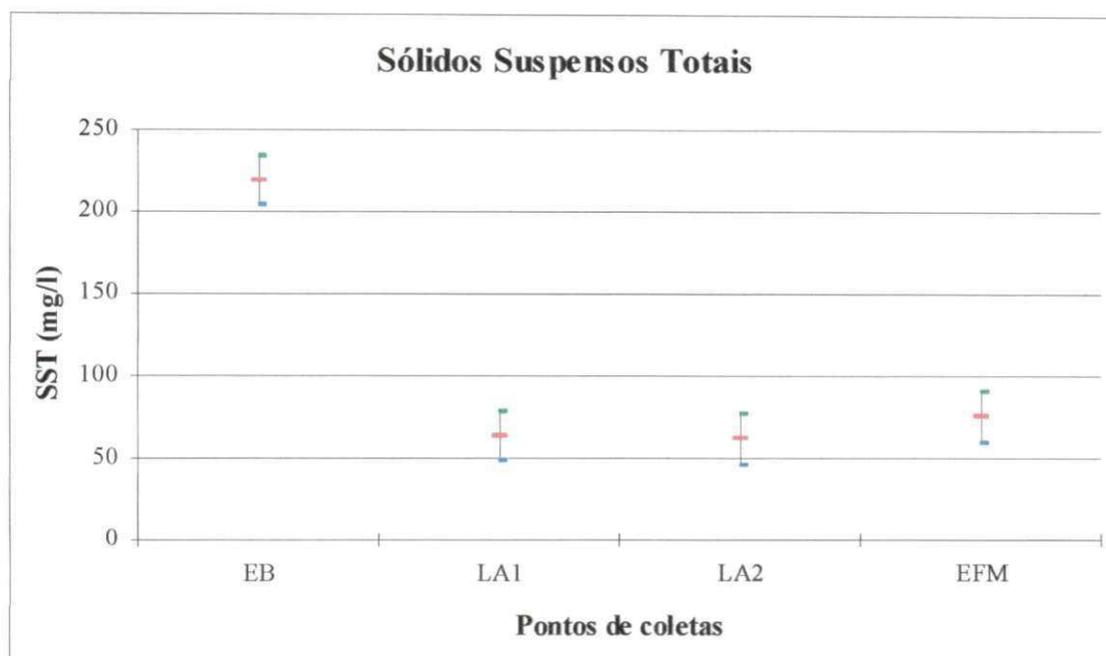


Figura 4.15.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a fração de SST.

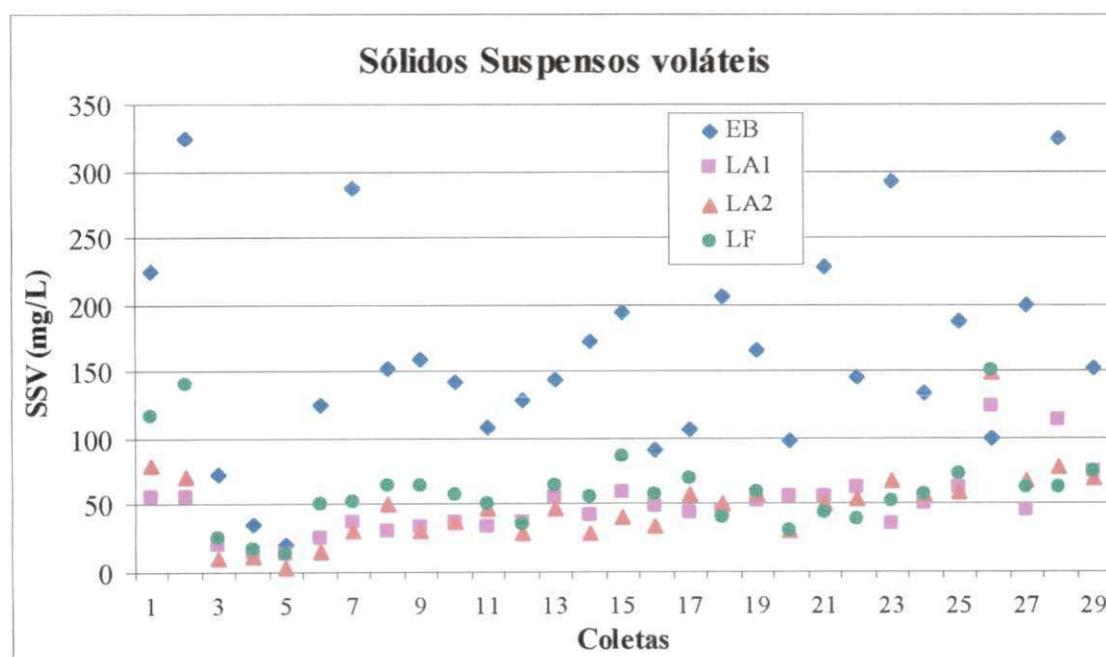


Figura 4.16.a - Variação dos sólidos suspensos voláteis no EB e nos efluentes LA₁, LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

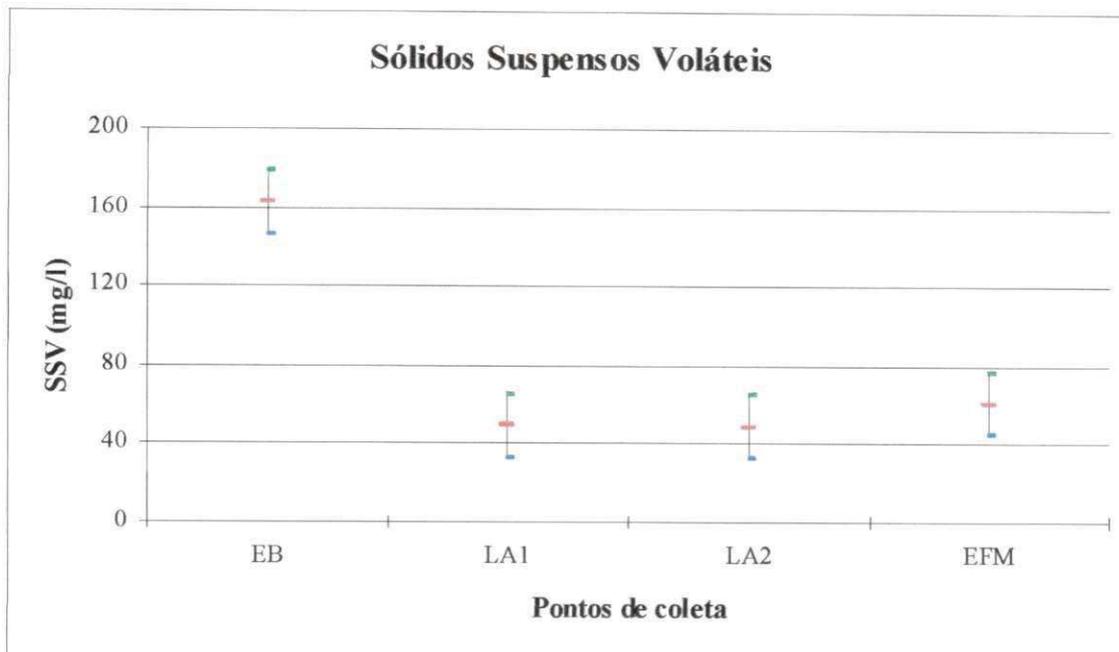


Figura 4.16.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a fração de SSV.

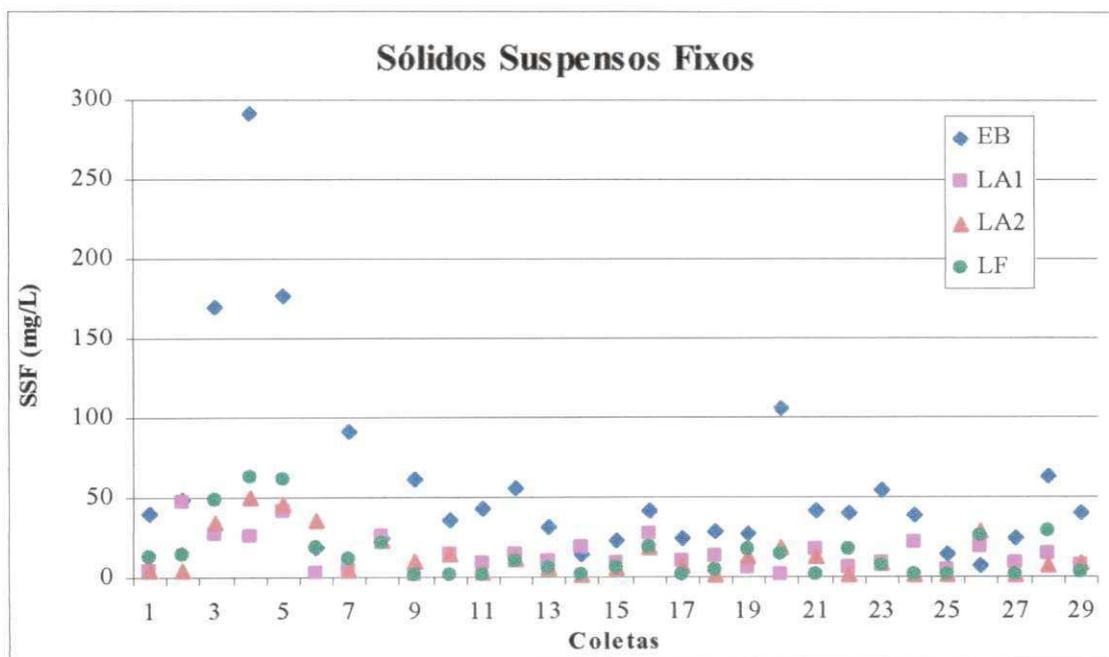


Figura 4.17.a - Variação dos sólidos suspensos fixos no EB e nos efluentes LA1, LA2 e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

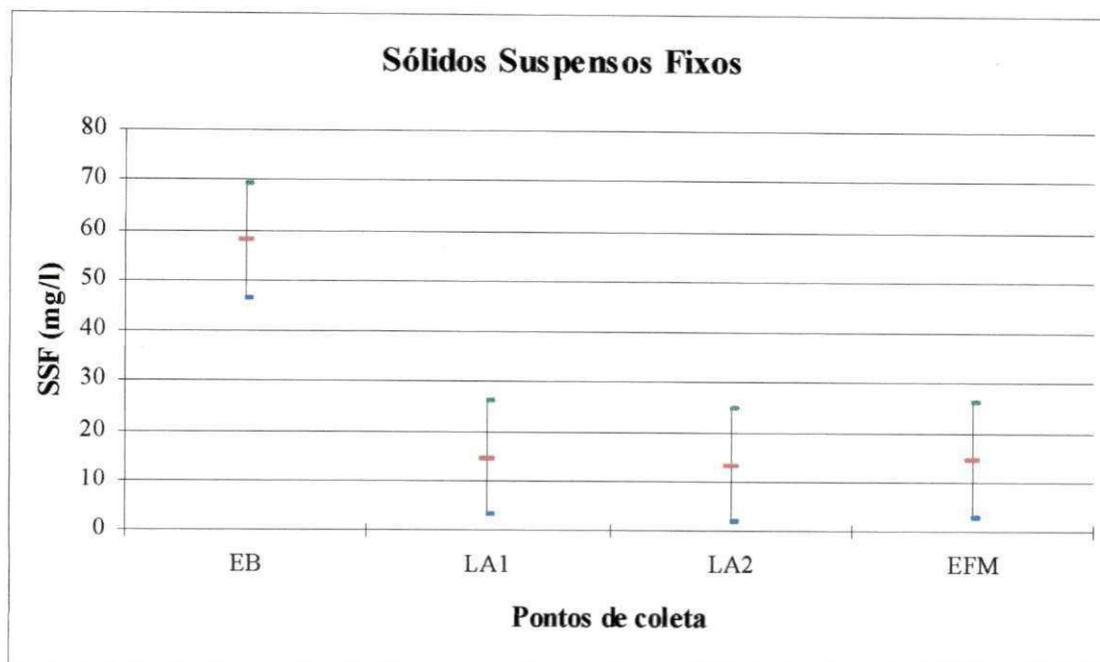


Figura 4.17.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para a fração de SSF.

4.2.10 – Coliformes termotolerantes

A concentração média de coliformes termotolerantes verificada no EB foi de $2,53 \times 10^7$ UFC/100mL (Figura 4.18.a), sendo este resultado característico de esgotos domésticos, conforme observado por diversos autores, entre os quais Oliveira (1990), Florentino (1992) e Arruda (2004). No efluente LA₁ foi observada uma média de $6,05 \times 10^6$ UFC/100mL enquanto na LA₂ a média foi de $1,53 \times 10^6$ UFC/100mL (Tabela 4.8), evidenciando que a redução de coliformes termotolerantes nesse tipo de reator (segunda lagoa anaeróbia) é muito pequena. Na lagoa facultativa foi verificada uma média de $9,39 \times 10^4$ UFC/100mL, demonstrando que o sistema promove uma redução de três ordens de grandeza. A eficiência de remoção de Coliformes termotolerantes no sistema foi de 99,63%, sendo semelhante à encontrada por Florentino (1992), que observou redução de 99,42%, em um sistema com uma série anaeróbia-facultativa, com TDH de 42,3 dias e cargas orgânicas superficial e volumétrica, de 1865 kgDBO₅/ha.dia e 50gDBO₅/m³.dia, respectivamente.

A comparação gráfica do método GT-2 (Figura 4.18.b), demonstra a existência de diferenças significativas entre as médias de coliformes termotolerantes do EB e dos efluentes das unidades do sistema de tratamento. Os efluentes das lagoas anaeróbias apresentaram homogeneidade entre si, entretanto o efluente LF apresentou diferença significativa com relação ao efluente LA₁.

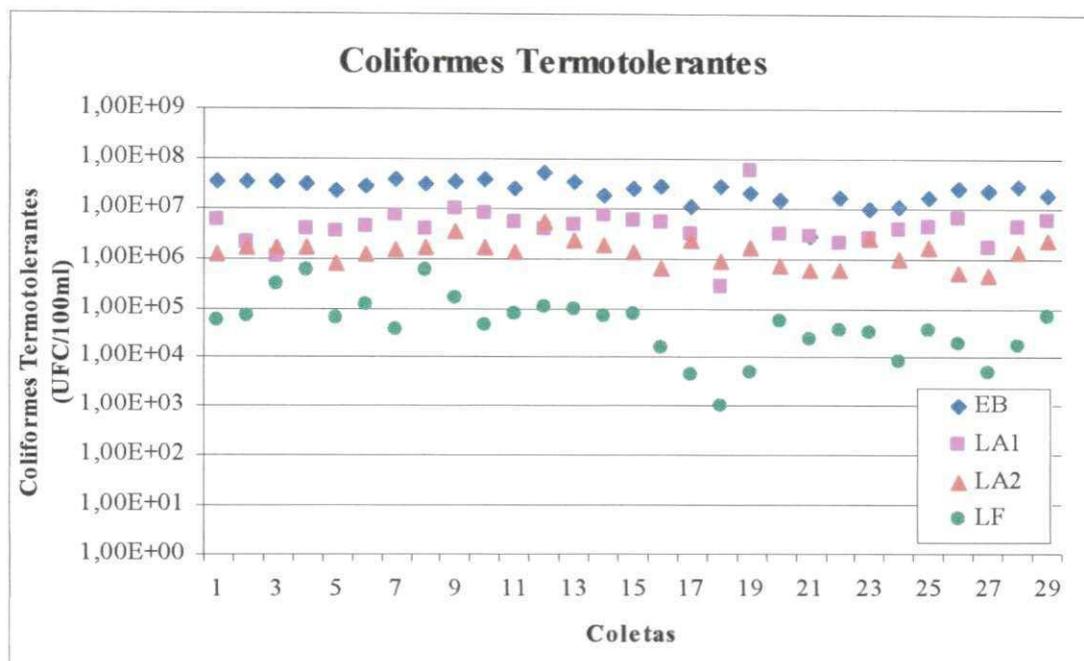


Figura 4.18.a - Variação de Coliformes termotolerantes no EB e nos efluentes LA1, LA2 e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

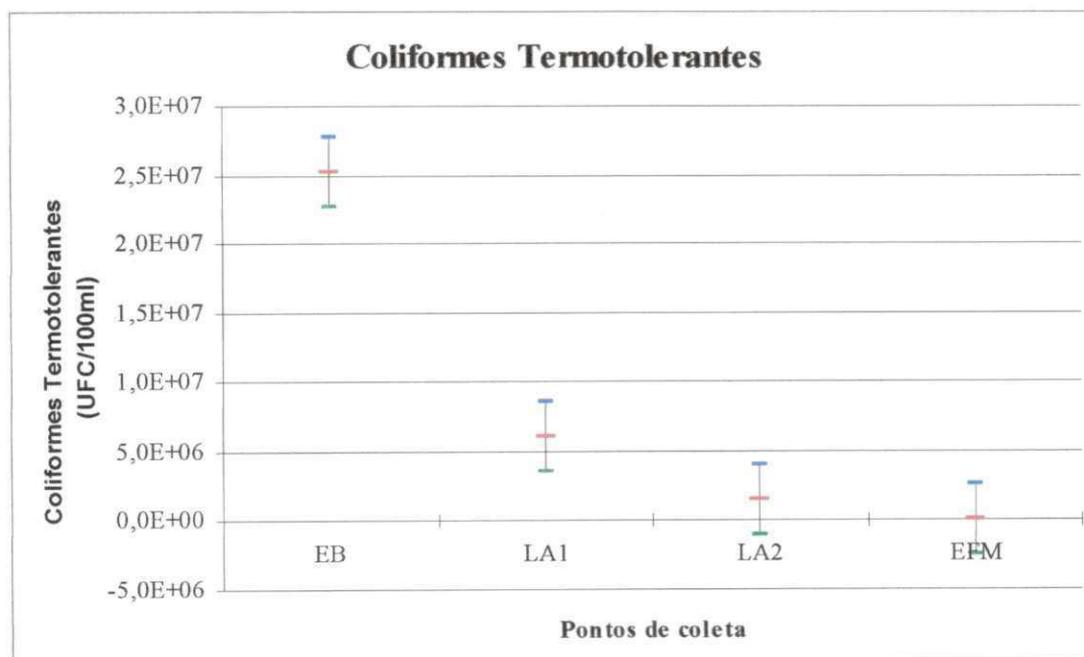


Figura 4.18.b - Média (—) e limites ($\alpha = 0,05$) de comparação inferior (—) e superior (—) para os Coliformes termotolerantes.

4.2.11 – Clorofila “a”

A concentração da biomassa do fitoplâncton expressa como clorofila “a”, foi quantificada nos efluentes LA₂ e LF (Figura 4.19). Na lagoa anaeróbia a concentração foi baixa, com média de 62 µg/L (Tabela 4.8), devido às condições de anaerobiose do ambiente e à presença de grande quantidade de matéria orgânica, fatores que dificultam o desenvolvimento de algas e cianobactérias. Entretanto, no efluente da lagoa facultativa secundária a concentração de clorofila “a” aumentou, apresentando valor médio de 456 µg/L. Esse aumento na concentração de clorofila “a” foi consequência do aumento do fitoplâncton, devido às condições de aerobiose na lagoa.

A análise de variância (Tabela 4.10) demonstrou que as concentrações de clorofila “a”, nos efluentes LA₁ e LF foram significativamente diferentes.

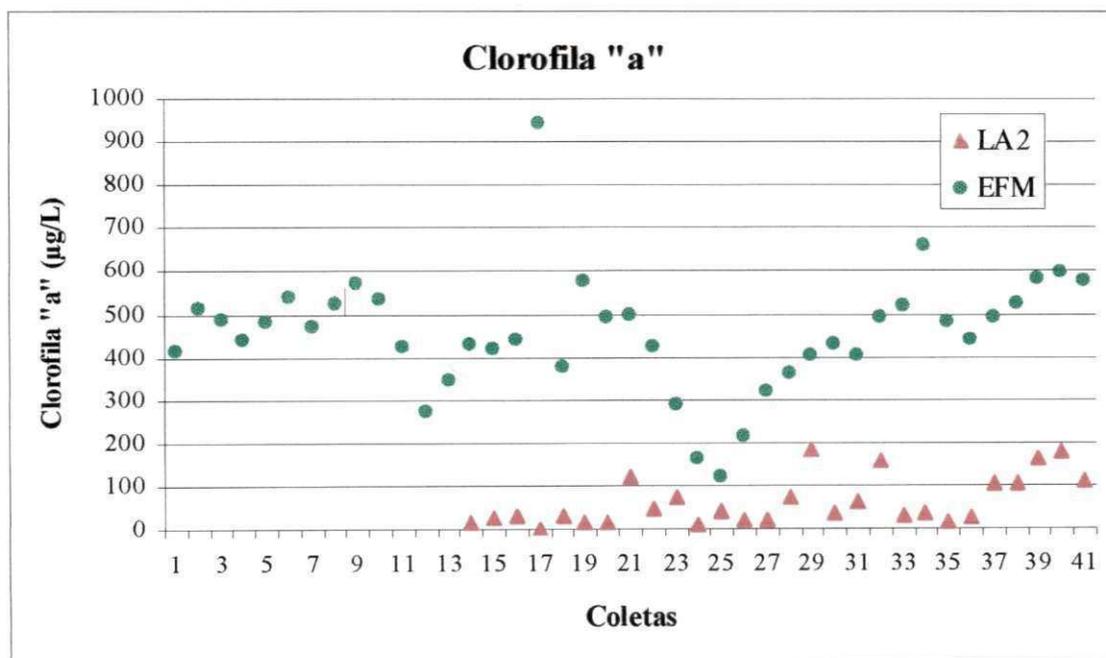


Figura 4.19 - Variação de Clorofila “a” nos efluentes LA₂ e LF do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, João Pessoa (PB), no período de março a novembro de 2005.

4.4 – Análise de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas

Com o estudo da matriz de correlação é possível determinar se dois conjuntos de dados variam conjuntamente. Quando os maiores valores de um conjunto estão associados com os maiores valores de um outro conjunto a correlação é dita positiva. Entretanto, se os

maiores valores de um conjunto estiverem associados com os menores de um outro a correlação é dita negativa. Este estudo teve como objetivo determinar a existência de correlações lineares significativas entre as variáveis medidas no esgoto bruto afluente, assim como nos efluentes das lagoas anaeróbias e no efluente da lagoa facultativa. Os coeficientes de correlação entre as variáveis analisadas estão apresentados nas matrizes das Tabelas 4.10 a 4.13. Os coeficientes de correlação assinalados em **negrito** são significativos no nível de significância $\alpha = 0,05$.

No esgoto bruto, a concentração de matéria orgânica, em termos de DBO, tendeu a variar positivamente com a concentração de sólidos suspensos totais e fixos e com a variável condutividade elétrica que é indicadora da capacidade que um sistema aquoso tem de conduzir corrente elétrica a qual é função da concentração iônica que, por sua vez, tem relação direta com a concentração de sais. A condutividade elétrica também variou positivamente com DQO, alcalinidade total, temperatura e sólidos suspensos totais e voláteis. Somente uma correlação significativa negativa foi observada entre as variáveis monitoradas no esgoto bruto afluente; ocorreu entre SSV e SSF, o que é bastante lógico já que, o aumento de uma dessas frações de sólidos suspensos está necessariamente associado à diminuição da outra. É importante observar que, no esgoto bruto afluente, as correlações significativas envolveram principalmente variáveis associadas à concentração de matéria orgânica e sólidos.

Correlações significativas foram mais raras no efluente da primeira lagoa anaeróbia que no esgoto bruto afluente, merecendo destaque as correlações positivas entre DQO e pH e entre condutividade elétrica e alcalinidade total e acidez total.

No efluente da segunda lagoa anaeróbia, a matéria orgânica biodegradável (DBO_5) se correlacionou de forma positiva com os coliformes termotolerantes, sendo essa correlação associada ao processo de decomposição da matéria orgânica. A condutividade elétrica se correlacionou significativa e positivamente com alcalinidade total, acidez total e SST.

No efluente da lagoa facultativa, o pH se correlacionou positivamente com o oxigênio dissolvido, estando este fato relacionado ao processo de fotossíntese do fitoplâncton que, ao consumirem dióxido de carbono dissolvido na massa líquida da lagoa, proveniente da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias, libera íons hidroxila que aumentam o pH. A clorofila apresentou correlações positivas com SST, SSV e OD, podendo isto ser explicado pelo aumento da concentração do fitoplâncton na lagoa facultativa. Uma correlação negativa foi observada entre a clorofila “a” e os coliformes termotolerantes, como consequência do desenvolvimento de algas, substâncias tóxicas podem ser eliminadas, provocando o decréscimo dos coliformes termotolerantes.

Tabela 4.10 – Matriz correlação das variáveis analisadas no EB.

	DBO ₅	DQO	pH	CE	ALC.	ACID.	T	SST	SSF	SSV	CT
DBO ₅	1										
DQO	-0,011	1									
pH	0,125	0,008	1								
CE	0,351	0,471	-0,042	1							
ALC.	0,302	0,057	0,082	0,660	1						
ACID.	0,517	-0,205	0,138	0,210	0,613	1					
T	0,224	0,271	-0,149	0,638	0,575	-0,001	1				
SST	0,602	0,233	-0,003	0,625	0,464	0,263	0,477	1			
SSF	0,414	-0,014	0,305	0,327	0,536	0,531	0,397	0,473	1		
SSV	0,237	0,251	-0,289	0,353	0,020	-0,222	0,153	0,600	-0,413	1	
CT	0,118	0,143	0,279	0,076	0,231	0,153	0,099	-0,122	0,119	-0,211	1

Tabela 4.11 – Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LA₁.

	DBO ₅	DQO	pH	CE	ALC.	ACID.	T	SST	SSF	SSV	CT
DBO ₅	1										
DQO	-0,011	1									
pH	0,125	0,008	1								
CE	0,351	0,471	-0,042	1							
ALC.	0,302	0,057	0,082	0,660	1						
ACID.	0,517	-0,205	0,138	0,210	0,613	1					
T	0,224	0,271	-0,149	0,638	0,575	-0,001	1				
SST	0,602	0,233	-0,003	0,625	0,464	0,263	0,477	1			
SSF	0,414	-0,014	0,305	0,327	0,536	0,531	0,397	0,473	1		
SSV	0,237	0,251	-0,289	0,353	0,020	-0,222	0,153	0,600	-0,413	1	
CT	0,118	0,143	0,279	0,076	0,231	0,153	0,099	-0,122	0,119	-0,211	1

Tabela 4.12 – Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LA₂.

	DBO ₅	DQO	pH	CE	ALC.	ACID.	T	SST	SSF	SSV	CT
DBO ₅	1										
DQO	0,090	1									
pH	-0,479	-0,124	1								
CE	-0,230	-0,325	0,399	1							
ALC.	-0,175	-0,359	0,315	0,875	1						
ACID.	0,158	-0,119	-0,048	0,446	0,656	1					
T	0,036	-0,111	0,106	0,078	-0,097	-0,189	1				
SST	-0,209	-0,176	0,028	0,523	0,493	0,296	-0,154	1			
SSF	0,066	-0,292	-0,018	0,233	0,253	0,190	0,304	0,212	1		
SSV	-0,233	-0,028	0,044	0,401	0,362	0,197	-0,308	0,871	-0,293	1	
CT	0,374	-0,065	-0,068	-0,311	-0,394	-0,238	0,160	-0,178	-0,112	-0,124	1

Tabela 4.13 – Matriz correlação das variáveis analisadas no efluente LF.

	DBO ₅	DQO	pH	CE	ALC.	ACID.	T	SST	SSF	SSV	OD	Cl ₂	CT
DBO ₅	1												
DQO	-0,044	1											
pH	-0,122	0,062	1										
CE	0,274	-0,440	0,102	1									
ALC.	0,057	-0,442	0,092	0,818	1								
ACID.	0,123	0,178	0,319	0,362	0,497	1							
T	-0,129	-0,062	0,577	0,104	0,099	0,162	1						
SST	0,350	-0,059	-0,002	0,214	0,246	0,312	-0,102	1					
SSF	0,340	-0,177	-0,096	0,202	0,327	0,131	-0,103	0,572	1				
SSV	0,286	-0,010	0,017	0,177	0,174	0,311	-0,091	0,958	0,313	1			
OD	-0,134	-0,166	0,814	0,152	0,180	0,220	0,734	0,149	0,071	0,135	1		
Cl ₂	-0,027	0,236	0,520	0,009	-0,020	0,576	0,250	0,424	0,003	0,479	0,483	1	
CT	-0,029	0,155	-0,192	-0,556	-0,384	-0,332	0,165	-0,334	-0,224	-0,303	-0,224	-0,471	1

4.5 – Monitoração no ciclo diário (Perfil de 24 horas)

Foram realizados dois perfis de 24 horas, com a finalidade de analisar as variações nictemerais das variáveis de qualidade do afluente e dos efluentes do Módulo 2. O primeiro perfil foi realizado no mês de setembro (06 – 07) e o segundo no mês de outubro (18 – 19), sendo as coletas feitas às 17h00min, 22h00min, 06h00min e 11h00min. As variáveis analisadas foram DBO₅, DQO, OD, alcalinidade total, acidez total, temperatura, condutividade elétrica, pH, sólidos suspensos, Clorofila “a” e coliformes termotolerantes. As Tabelas 4.14 e 4.15 apresentam os resultados desses perfis.

Durante os ciclos diários a maior concentração da DBO₅ foi registrada no EB às 11h da manhã, sendo que no primeiro perfil a concentração foi superior à do segundo, com valores respectivos de 406 e 301 mg/L (Figura 4.20 a e b). A DBO₅ efluente de LA₁ variou entre 59 e 76 mg/L, nos dois ciclos diários. Na LA₂ a concentração no primeiro perfil esteve entre 37 e 53 mg/L, enquanto no segundo as concentrações foram mais baixas e esteve entre 33 e 38 mg/L. Na lagoa facultativa secundária a variação na concentração esteve entre 11 e 28 mg/L, para o primeiro ciclo e entre 15 e 23 mg/L, para o segundo. Ao se analisar as Figuras 4.20 a e b, observa-se que o comportamento da DBO₅ nos dois estudos são semelhantes, exceto para a concentração da DBO₅ do EB às 11 da manhã do primeiro perfil

A DQO apresentou diferenças nos seus valores horários entre os dois perfis (Tabelas 4.14 e 4.15). No EB foi observado, para o primeiro perfil, um valor máximo (1134 mg/L) às

11h da manhã e no segundo perfil o valor observado (1216 mg/L) foi às 10 da noite (Figuras 4.21 a e b)

As concentrações de oxigênio dissolvido na lagoa facultativa apresentaram de um modo geral, o mesmo comportamento nos dois estudos (Tabelas 4.14 e 4.15), com concentrações máximas às 11h da manhã e mínimas às 10h da noite (Figura 4.22 a e b). O comportamento das concentrações do OD está associado à presença e atividades do fitoplâncton que, durante o dia, realiza a fotossíntese e produz oxigênio molecular e utiliza parte deste na sua respiração, mas que, durante a noite, somente consome oxigênio juntamente com outros microrganismos presentes na lagoa.

A temperatura apresentou, nos dois perfis, valores máximos às 11h da manhã, tanto para o afluente como para os efluentes das lagoas (Figura 4.23 a e b). Os valores mínimos registrados foram às 22h00min (Tabelas 4.14 e 4.15).

A Figura 4.24 a e b, ilustra o comportamento do pH ao longo do dia, sendo os valores máximos registrados no efluente da lagoa facultativa às 5h da tarde no primeiro perfil (7,98) e às 11h da manhã no segundo (8,02). Os menores valores registrados na LF foram à noite (Tabelas 4.14 e 4.15). Com a incidência de luz solar durante o dia, algas e cianobactérias consomem o dióxido de carbono na realização da fotossíntese, fazendo com que o pH se eleve. Entretanto à noite essa atividade cessa e dióxido de carbono é liberado pelo processo de respiração dos microrganismos e, conseqüentemente, os valores do pH tendem a cair.

A condutividade elétrica, no 1° perfil, apresentou máximo valor às 11h da manhã e mínimo às 5 da tarde, como pode ser observado na Figura 4.25 a e b. Entretanto, o 2° perfil não apresentou o mesmo comportamento do primeiro, com seus valores máximos e mínimos variando ao longo do dia (Tabelas 4.14 e 4.15).

Os valores observados para a alcalinidade total no primeiro perfil foram inferiores aos valores registrados no segundo perfil (Tabelas 4.14 e 4.15). Os índices pluviométricos registrados no mês de outubro foram maiores que os registrados no mês de setembro, conseqüentemente, as águas residuárias no mês de outubro encontravam-se mais diluídas, podendo ter contribuído para a obtenção desses resultados no primeiro estudo. O maior valor encontrado para a alcalinidade total no EB no primeiro perfil foi às 06h da manhã, enquanto que no segundo perfil o maior valor foi registrado às 11h da manhã, os valores foram respectivamente 238 e 292 mg CaCO₃/l. A alcalinidade observada às 6h da manhã no segundo perfil foi de 262 mg CaCO₃/l, valor esse superior ao registrado no primeiro estudo para o mesmo horário (ver Figura 4.26 a e b). O efluente da lagoa facultativa apresentou redução quando comparado aos efluentes das lagoas anaeróbias, provavelmente devido à diminuição

de espécies químicas que contribuem para a alcalinidade, tais como amônia e sais de ácidos voláteis

A acidez total, no primeiro perfil, apresentou valores máximos às 06h da manhã, tanto para o esgoto bruto como para os efluentes, entretanto, o segundo perfil não apresentou o comportamento do primeiro perfil, com valores máximos variando ao longo do dia (Tabelas 4.14 e 4.15). O efluente LA₁ apresentou os maiores valores de acidez para os dois estudos, provavelmente devido à atividade metabólica de bactérias acidogênicas. Já na lagoa facultativa ocorreu redução na acidez, nos dois perfis, quando comparado à acidez das lagoas anaeróbias, isto deve ser proveniente do consumo do dióxido de carbono pelo fitoplâncton (ver Figura 4.27 a e b).

Os SST apresentaram valores máximos no afluente do EB nos dois perfis às 11h da manhã (Figura 4.28 a e b), entretanto, o mínimo observado para o 1° perfil foi às 5h da tarde e para o 2° perfil às 6h da manhã (ver Tabelas 4.14 e 4.15).

No 1° perfil o valor máximo para os coliformes termotolerantes foi registrado às 22h, diferindo do 2° perfil cujo valor máximo observado foi às 11h da manhã (Tabelas 4.14 e 4.15). A segunda lagoa anaeróbia não apresentou redução em ordem de grandeza com relação à primeira lagoa anaeróbia, evidenciando que a redução de coliformes termotolerantes nesse tipo de reator (segunda lagoa anaeróbia) é mínima. Na lagoa facultativa foi constatada uma redução de três ordens de grandeza com relação ao esgoto bruto afluente do Módulo 2. Comportamento similar pode ser observado no 2° perfil (ver Figura 4.29 a e b).

A concentração da biomassa de algas e cianobactérias expressam como clorofila “a”, apresentou comportamento semelhante nos dois perfis (Figura 4.30). Os valores máximo e mínimo do efluente da lagoa facultativa no 1° perfil foram 493 e 430µg/L, respectivamente. No 2° perfil esses valores foram superiores ao primeiro, com valor máximo de 591µg/L e mínimo de 567µg/L. Na segunda lagoa anaeróbia as concentrações de clorofila “a” foram inferiores às da lagoa facultativa (Tabelas 4.14 e 4.15), sendo isto esperado em virtude das condições de anaerobiose da lagoa e da presença de grande quantidade de matéria orgânica, fatores que dificultam o crescimento das algas e cianobactérias.

Os valores das variáveis físicas, químicas e biológicas estudadas nos perfis, mostraram que as concentrações dos dois estudos dos ciclos diários, se situaram dentro das faixas observadas às 8-9 horas da manhã na monitoração de rotina, mostrando a representatividade de ambos.

Tabela 4.14 – Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA₁), anaeróbia 2 (LA₂) e facultativa (LF) em setembro de 2005 na ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.

VARIÁVEIS		17h00min	22h00min	06h00min	11h00min
DBO₅ (mg/l)	EB	201	283	225	406
	LA₁	61	70	76	59
	LA₂	40	37	40	53
	LF	15	11	28	20
DQO (mg/l)	EB	611	892	1095	1135
	LA₁	236	257	378	338
	LA₂	194	257	257	297
	LF	361	270	230	176
OD (mg/l)	LF	8,45	0,79	0,84	8,79
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	667	985	905	1100
	LA₁	817	870	847	887
	LA₂	850	887	867	911
	LF	736	751	767	817
pH	EB	7,30	7,06	7,45	7,12
	LA₁	6,99	6,85	7,06	6,96
	LA₂	7,32	6,99	7,26	7,30
	LF	7,98	7,50	7,52	7,75
ALCALINIDADE TOTAL (mgCaCO ₃ /l)	EB	165	217	238	205
	LA₁	256	242	245	253
	LA₂	267	245	244	251
	LF	206	197	196	212
ACIDEZ TOTAL (mgCaCO ₃ /l)	EB	213	273	409	269
	LA₁	375	323	458	275
	LA₂	361	290	426	275
	LF	262	226	340	213
TEMPERATURA (°C)	EB	28	28	28	30
	LA₁	28	27	27	29
	LA₂	28	27	27	29
	LF	29	27	27	31
SST (mg/l)	EB	190	225	315	347
	LA₁	69	62	66	43
	LA₂	61	52	39	77
	LF	63	50	53	59
SSF (mg/l)	EB	23	48	63	55
	LA₁	20	10	8	8
	LA₂	1	1	2	9
	LF	4	1	1	1
SSV (mg/l)	EB	167	177	252	292
	LA₁	49	52	58	35
	LA₂	60	51	37	68
	LF	59	49	52	52
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	2,13E+07	2,78E+07	2,50E+07	1,00E+07
	LA₁	4,08E+06	3,80E+06	2,76E+06	2,38E+06
	LA₂	1,20E+06	2,11E+06	1,32E+06	2,56E+06
	LF	2,68E+04	1,91E+04	8,91E+04	3,36E+04
CLOROFILA “a” (µg/l)	LA₂	37	21	23	157
	LF	479	430	460	493

Tabela 4.15 – Medidas das variáveis obtidas no perfil realizado no esgoto bruto (EB) e nos efluentes das lagoas anaeróbia 1 (LA₁), anaeróbia 2 (LA₂) e facultativa (LF) em outubro de 2005 na ETE de Mangabeira, João Pessoa, PB.

VARIÁVEIS		17h00min	22h00min	06h00min	11h00min
DBO₅ (mg/l)	EB	240	270	293	301
	LA₁	67	61	75	67
	LA₂	33	38	37	35
	LF	16	15	22	23
DQO (mg/l)	EB	864	1216	909	1000
	LA₁	333	324	258	288
	LA₂	288	176	303	258
	LF	212	176	242	258
OD (mg/l)	LF	6,97	0,93	1,23	9,68
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µmho/cm)	EB	834	783	861	1015
	LA₁	1012	915	952	946
	LA₂	996	962	953	957
	LF	893	869	874	887
pH	EB	7,01	6,78	7,02	7,18
	LA₁	6,88	6,79	6,80	6,58
	LA₂	7,11	7,23	7,10	7,16
	LF	7,84	7,70	7,60	8,02
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /l)	EB	223	218	262	292
	LA₁	283	302	299	302
	LA₂	292	316	303	302
	LF	241	247	248	243
ACIDEZ TOTAL (mgCaCO ₃ /l)	EB	284	301	366	404
	LA₁	385	443	439	249
	LA₂	355	391	393	374
	LF	249	275	284	275
TEMPERATURA (°C)	EB	29	29	30	31
	LA₁	29	29	29	29
	LA₂	29	28	28	31
	LF	29	28	28	31
SST (mg/l)	EB	290	230	162	388
	LA₁	76	84	170	128
	LA₂	93	78	72	84
	LF	86	79	21	90
SSF (mg/l)	EB	49	27	29	63
	LA₁	16	12	9	15
	LA₂	6	4	10	7
	LF	4	6	7	28
SSV (mg/l)	EB	241	203	138	325
	LA₁	60	72	161	113
	LA₂	87	74	62	77
	LF	82	73	14	62
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100ml)	EB	1,60E+06	1,06E+07	7,18E+06	2,79E+07
	LA₁	3,24E+06	3,23E+06	2,18E+07	4,36E+06
	LA₂	9,73E+06	1,31E+06	2,19E+06	1,37E+06
	LF	1,57E+04	1,97E+04	5,94E+04	1,70E+04
CLOROFILA "a" (µg/l)	LA₂	72	44	43	110
	LF	584	579	567	591

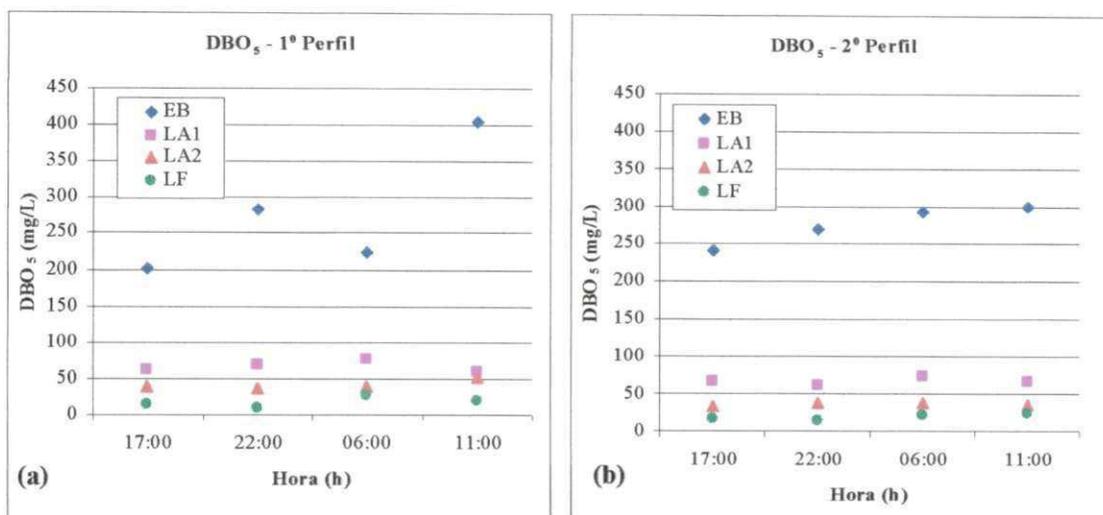


Figura - 4.20 - Variação da DBO₅ no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

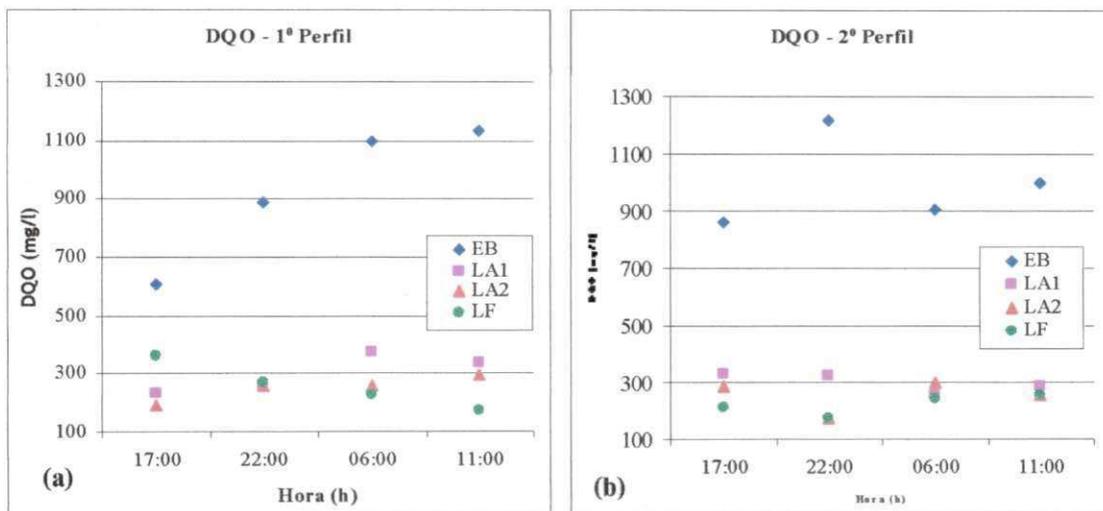


Figura - 4.21 - Variação da DQO no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

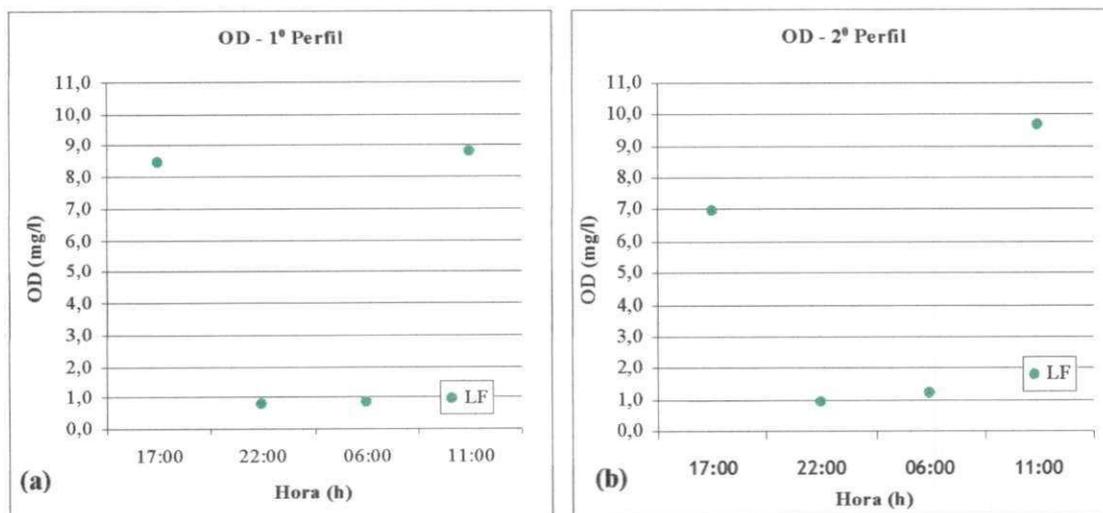


Figura - 4.22 - Variação do OD no 1º(a) e 2º(b) estudo do diário do Módulo 2.

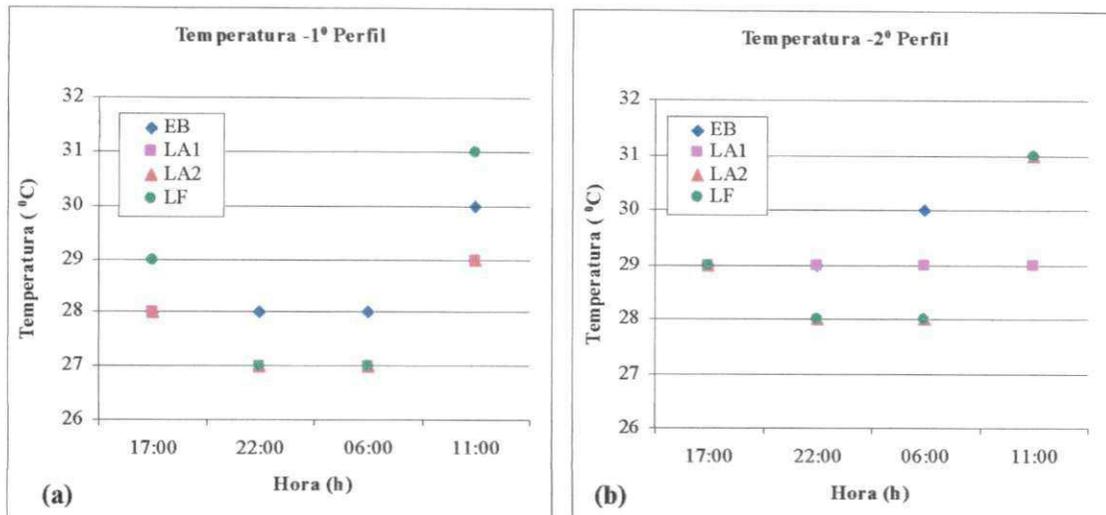


Figura - 4.23 - Variação da Temperatura no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

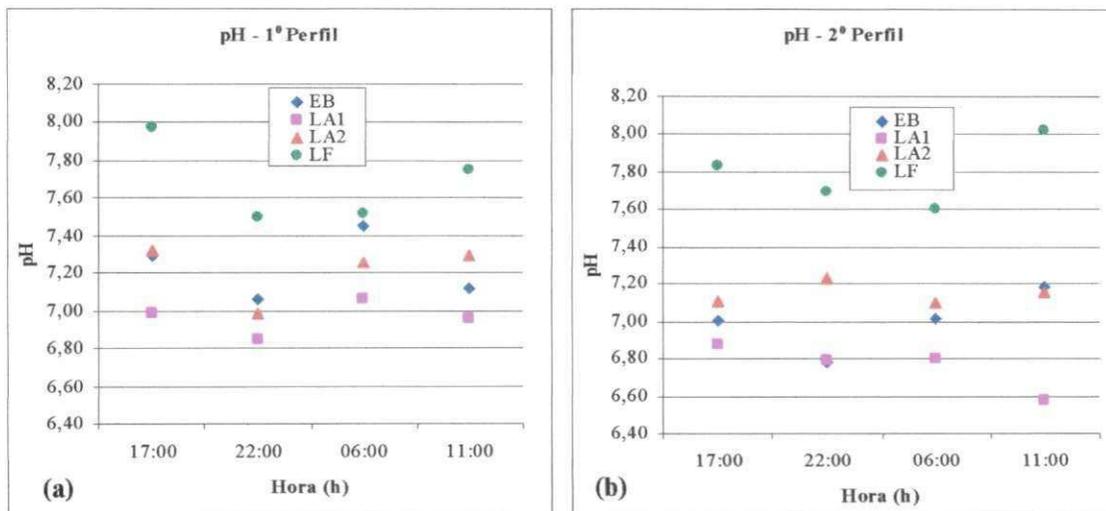


Figura - 4.24 - Variação do pH no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

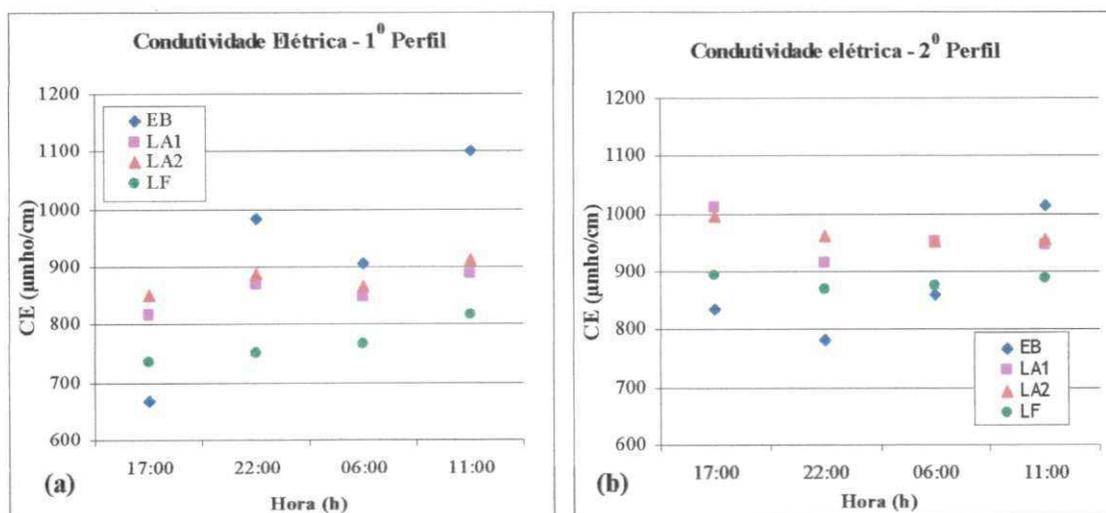


Figura - 4.25 - Variação da CE no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

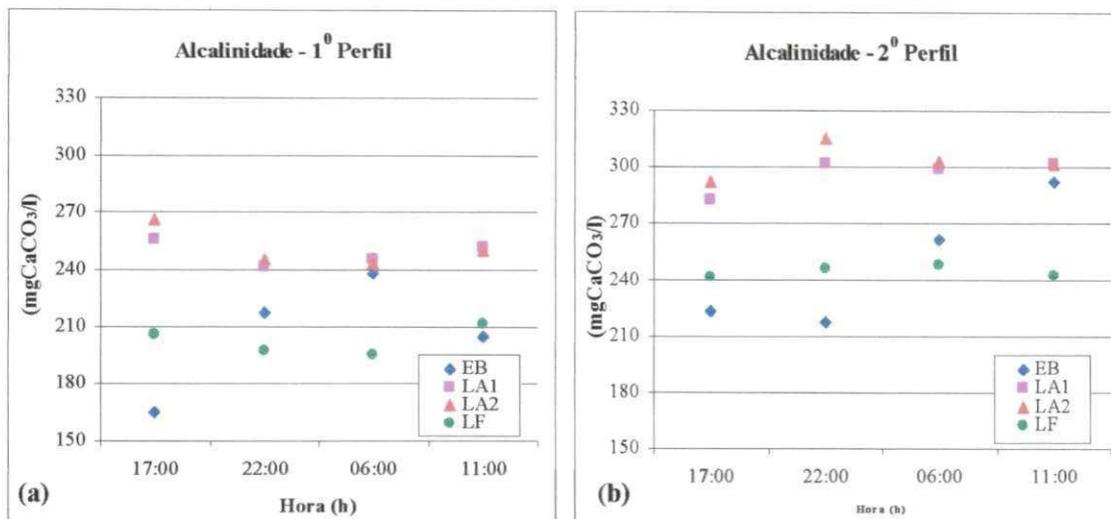


Figura - 4.26 - Variação da Alcalinidade Total no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

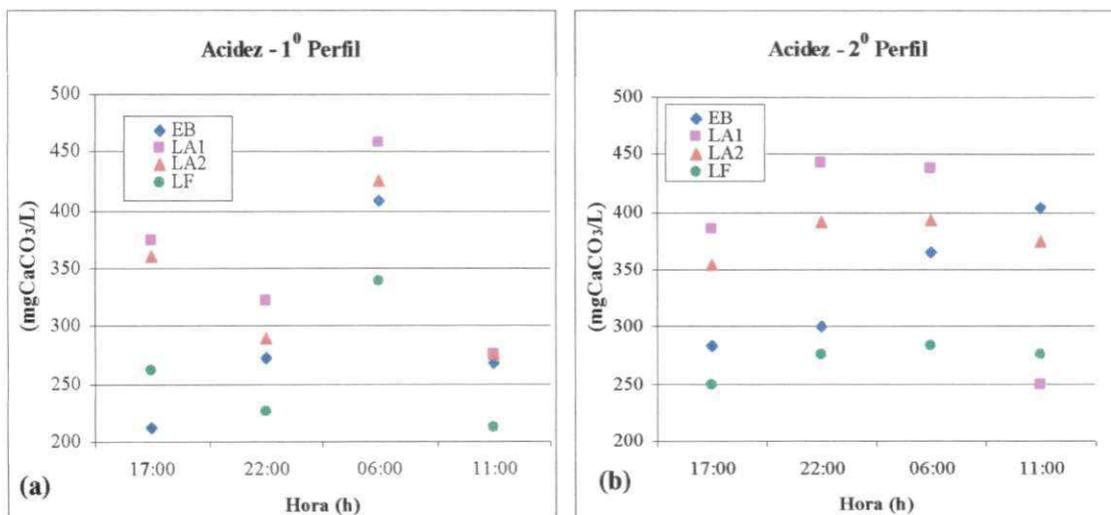


Figura - 4.27 – Variação da Acidez Total no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

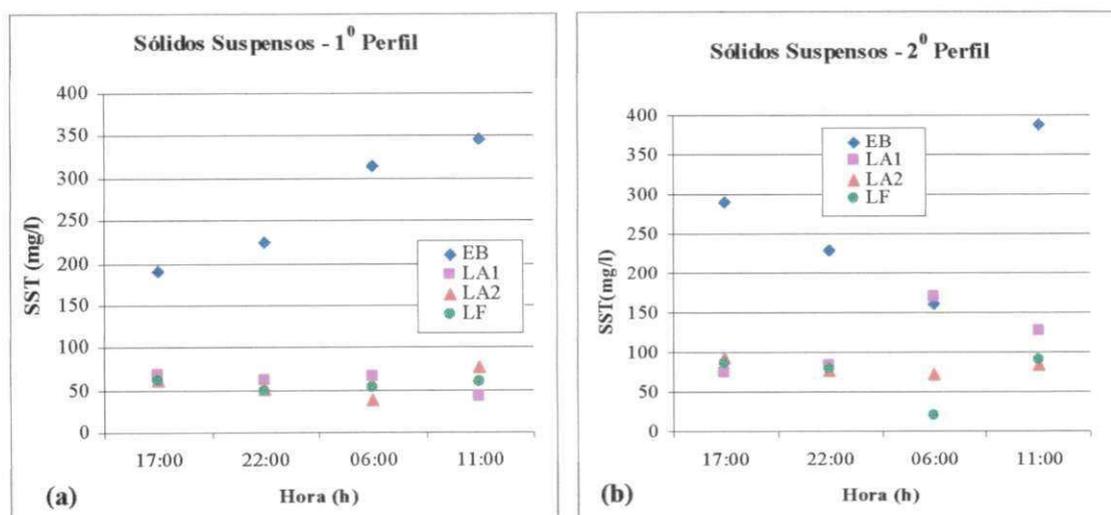


Figura - 4.28 - Variação dos SST no 1º(a) e 2º(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

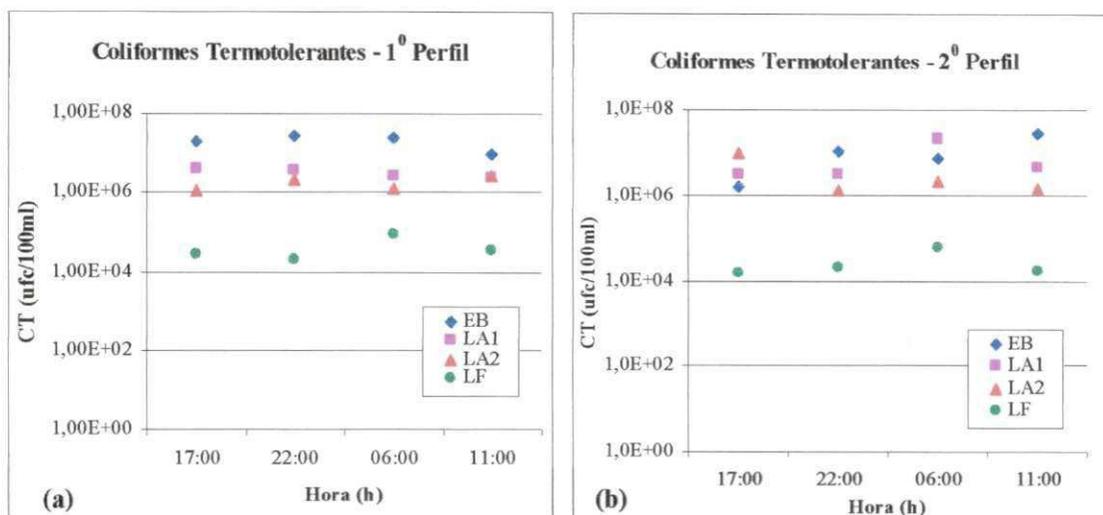


Figura - 4.29 - Variação dos CT no 1^o(a) e 2^o(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

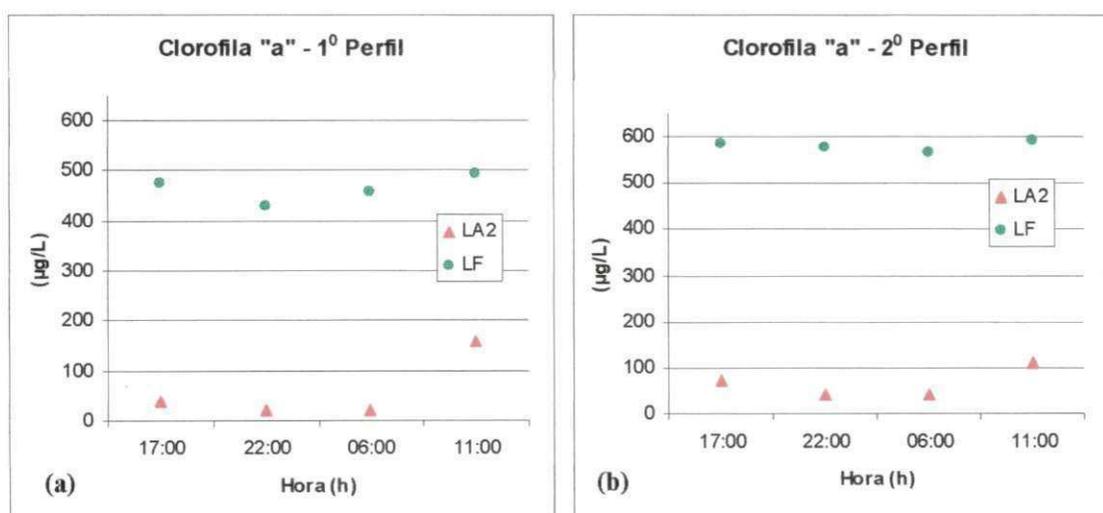


Figura - 4.30 - Variação na concentração de Clorofila "a" no 1^o(a) e 2^o(b) estudo do ciclo diário do Módulo 2.

5. Discussão

5.1 – Operação do Módulo 2

Os estudos que modificaram a configuração dos módulos da ETE de Mangabeira, de lagoas aeradas para lagoas anaeróbias, concluíram que com as modificações cada módulo teria uma eficiência de 89,6% na remoção de DBO_5 , eficiência superior à prevista em projeto (78,2%), para a primeira configuração de cada módulo. No entanto, com a nova configuração a eficiência de redução prevista para os coliformes termotolerantes foi de 99%, eficiência menor do que a prevista originalmente para cada módulo, que seria de 99,975 % (CAGEPA, 1994).

Cada módulo da Estação de Tratamento de Mangabeira é alimentado intermitentemente. A vazão afluyente ao Módulo 2 apresentou durante o período estudado, valor médio de 3068,93 m^3/d (35,52 l/s) e carga orgânica volumétrica média, para a primeira lagoa anaeróbia, de 57,74 $\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, valores que estão abaixo dos previstos em projeto (CAGEPA, 1994). A vazão média máxima projetada para a primeira lagoa anaeróbia é de 8275 m^3/d (95,8 l/s) correspondendo à carga orgânica volumétrica é de 124 $\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$. Também, o tempo médio de detenção hidráulica real do sistema, atualmente de 28,41 dias, é muito superior aos 10,6 dias previstos em projeto. Essas características operacionais mostram que o Módulo 2 está operando com folga com relação aos valores referenciais de projeto para o final do plano, mas, evidentemente, as condições de operação tendem a se tornar mais críticas na medida em que novas contribuições forem acrescentadas ao afluyente, o que afetará a eficiência do sistema.

O Módulo 2 da ETE de Mangabeira está em operação há mais de vinte anos e, como foi citado anteriormente, operou em torno de seis meses com reatores com lodo em suspensão e foi modificado para operar com duas lagoas anaeróbias em série, seguidas de uma lagoa facultativa secundária. De acordo com o previsto no projeto, a retirada do lodo da lagoa anaeróbia, deveria ser feita a cada dois anos e a retirada do lodo da lagoa facultativa deveria ser efetuada a cada dez anos (CAGEPA, 1994), entretanto, esta limpeza nunca foi realizada.

Como o sistema está operando com a carga orgânica abaixo da prevista em projeto, para o final plano, é necessário que se faça uma avaliação da camada de lodo para se conhecer a atual situação das lagoas do sistema, para evitar que o desempenho do sistema seja comprometido com o desprendimento do lodo, o que reduziria a eficiência de remoção de matéria orgânica e aumentaria a concentração de sólidos suspensos.

5.2 – Desempenho do Módulo 2

O Módulo 2, apresentou eficiência de remoção de 90,19% para DBO₅, 66,64% para DQO, 62% para SST e 99,63% para os Coliformes termotolerantes representando uma redução de três ordens de grandeza na concentração desses indicadores. A eficiência de remoção de DBO₅ na série de lagoas anaeróbias foi de 81,80%, podendo essa redução ser atribuída à sedimentação e à digestão anaeróbia da matéria orgânica. O desempenho operacional da série de lagoas anaeróbias do Módulo 2, foi superior aos valores de remoção de DBO₅, encontrados na literatura para uma única lagoa, como os valores (40-70%) citados por Pearson (1987). Em termos de DQO a eficiência de remoção média de matéria orgânica na série anaeróbia foi de 63,53% e, desta forma, observa-se que a remoção da série anaeróbia é praticamente igual à do sistema todo. A redução que ocorreu na série de lagoas anaeróbias para os coliformes termotolerantes foi de 93,95% sendo atribuída, principalmente, ao mecanismo de sedimentação. Silva (1982), Oliveira (1990), Florentino (1992) e Arruda (2004), encontraram eficiências de 88,80%; 87,80%; 79,41% e 88,79%, respectivamente, para uma única lagoa anaeróbia em sistemas de tratamento de esgotos domésticos em escalas diversas. A eficiência de remoção de sólidos suspensos totais no sistema foi de 62%, que se situa dentro da faixa encontrada na literatura para sistemas em escala real, com remoções na ordem de 89% na ETE de Guarabira (Florentino, 1992), 47, 68 e 87% nas ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé, respectivamente (Florentino, 1993) e remoções de 73 e 40,5% nas ETE's de Campina Grande e Monteiro (Oliveira, 2002), respectivamente. A lagoa LA₁ removeu 67% dos sólidos suspensos totais do esgoto bruto, enquanto a lagoa facultativa contribuiu para o aumento na concentração dos SST (9,68%) em relação a LA₂. O valor de remoção obtido na LA₁ está abaixo ao encontrado por Florentino (1992) que, ao analisar um sistema de lagoas anaeróbia e facultativa em série, operada com tempo de detenção hidráulica de 42,3 dias e cargas superficial e volumétrica de 1865kgDBO₅/ha.dia e 50gDBO₅/m³.dia, respectivamente, obteve eficiência de remoção de 90% para a lagoa anaeróbia e aumento do

material suspenso (7,3%) na facultativa. O aumento observado na lagoa facultativa, em ambos os casos, provavelmente ocorreu devido à contribuição da biomassa do fitoplâncton que se desenvolveu na massa líquida da lagoa.

De acordo com o estudo do ciclo diário nas horas iluminadas do dia as condições de aerobiose na superfície da lagoa foram mantidas, enquanto à noite e no início da manhã as concentrações de oxigênio dissolvido estiveram numa pequena faixa de 0,79 a 1,23 mg/L, indicadora de menor aerobiose. Ficou evidenciado que a atividade fotossintética do fitoplâncton ocorre nas horas iluminadas do dia e nas horas de menor luminosidade ou ausência de luz, a concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida diminui devido à respiração do conjunto da comunidade.

A clorofila “a” apresentou valor médio no efluente final do sistema de 456µg/L, que é superior ao encontrado na literatura para lagoas facultativas secundárias. Silva (1982) e Florentino (1992) obtiveram concentrações de 134 e 168 µg/L, respectivamente. Segundo a literatura (SILVA, 1982; OLIVEIRA, 1990), lagoas facultativas primárias apresentam concentrações de clorofila “a” maiores que as encontradas normalmente nas facultativas secundárias. Como recebem maiores cargas orgânicas, as lagoas facultativas primárias são ambientes mais propícios ao desenvolvimento da biomassa do fitoplâncton por gerarem maiores concentrações de gás carbônico. A menor proliferação do fitoplâncton nas lagoas facultativas secundárias também se deve à presença de substâncias tóxicas como nitrogênio amoniacal, sulfetos e ácidos orgânicos. A profundidade da lagoa pode ter efeito direto sobre a concentração do fitoplâncton, por não estabelecer condições propícias para o seu desenvolvimento em níveis de profundidade superiores a 1 metro. Oliveira (2002) observou concentrações médias de clorofila “a” de 60,5 µg/L para lagoas facultativas secundárias com profundidade de 3,5m, e obteve concentrações médias de clorofila “a” de 1.652 µg/L, em uma lagoa facultativa secundária com profundidade de 2,2m. A lagoa facultativa do Módulo 2, mesmo apresentando profundidade superior à ideal (1,5m) e operando com carga orgânica afluyente ao sistema abaixo da prevista em projeto, apresentou um bom desenvolvimento da biomassa do fitoplâncton.

Embora a série de lagoas anaeróbias tenha apresentado uma eficiência de remoção de DBO₅ superior aos valores usualmente encontrados, as outras variáveis apresentaram eficiência compatível com as de outros sistemas de configurações semelhantes existentes na região.

5.3 – Viabilidade da segunda lagoa na série anaeróbia

Na configuração atual do sistema, o Módulo 2 conta com duas lagoas anaeróbias e uma lagoa facultativa secundária, em série com o tempo de detenção hidráulica médio de 4,81 dias para cada lagoa anaeróbia. Segundo Silva (1982), que operou um sistema de lagoas anaeróbias em escala-piloto, com duas lagoas anaeróbias em série e uma terceira lagoa alimentada independentemente, com tempo de detenção hidráulica de 0,8 dia para a primeira lagoa, 0,4 dia para a segunda e 1,9 dias para a terceira, com cargas orgânicas de 380gDBO₅/m³.dia para a primeira lagoa da série e 160gDBO₅/m³.dia para a lagoa alimentada independentemente, a série produziu remoções tão boas quanto a da única lagoa, apesar do tempo de detenção desta última ter sido 58% maior do que o da série. A maior parte da redução promovida pela série ocorreu na primeira lagoa.

O Módulo 2 apresentou eficiência de remoção de material orgânico biodegradável compatível com outros sistemas de configuração aproximada (FLORENTINO,1992; OLIVEIRA, 2002). Foi observado que todos os reatores do sistema apresentaram eficiência de remoção e diferenças significativas foram observadas entre as médias de DBO₅ das lagoas anaeróbias, com a segunda lagoa anaeróbia apresentando eficiência de remoção de DBO₅ de 44,5% em relação à primeira. Em relação à DQO, a segunda lagoa anaeróbia não apresentou boa eficiência de remoção, exceto em algumas semanas. A redução dos Coliformes termotolerantes nesse reator (segunda lagoa anaeróbia) foi muito pequena. E com relação aos SST a segunda lagoa anaeróbia não apresentou eficiência de remoção o que pode ser atribuído ao desenvolvimento de algum fitoplâncton o que pode ser deduzido a partir da concentração média de clorofila “a” que foi de 62 µg/L, valor superior ao encontrado por Oliveira (2002), para uma lagoa facultativa secundária. À medida que o número de contribuições for aumentando, a carga orgânica afluenta a LA₁ vai aumentar o que deve contribuir para uma elevação na carga orgânica afluenta a LA₂, o que poderá ter reflexos positivos ou negativos sobre o desempenho dessa lagoa, mas em princípio, do ponto de vista das variáveis aqui analisadas, a utilização da lagoa anaeróbia secundária é uma alternativa viável quando se deseja somar eficiência ao sistema.

5.4 - Influência da profundidade no desempenho da lagoa facultativa secundária

O Módulo 2 foi projetado para funcionar com aeração mecânica, entretanto, com a remoção dos aeradores, a lagoa de maturação que possuía profundidade de 1,8m, e tinha sido

projetada para promover a purificação dos efluentes da lagoa facultativa aerada, foi transformada em uma lagoa facultativa secundária. Normalmente, as lagoas facultativas secundárias, apresentam profundidades de 1,0 a 2,0 m, o que contribuiu para indicar a modificação feita. Como já havia sido previsto no projeto de modificação (CAGEPA, 1994), com o novo arranjo, a qualidade sanitária do efluente final foi prejudicada devido à menor eficiência na remoção de coliformes termotolerantes. Como a lagoa facultativa secundária degrada a matéria orgânica proveniente da lagoa anaeróbia, este é um ambiente mais favorável para a manutenção de bactérias do que as lagoas de maturação. As lagoas de maturação por não terem a finalidade de remover a matéria orgânica, operam com cargas orgânicas bem menores que as lagoas facultativas e, devido à atividade fotossintética, possuem altas concentrações de oxigênio dissolvido e maiores valores de pH que tornam o ambiente inóspito para as bactérias.

5.5 – Liberação de odores

Como o sistema é alimentado intermitentemente, pode ser que águas residuárias que ficam retidas por tempos prolongados nos poços úmidos das estações elevatórias, desenvolvam condições sépticas e este pode ser um dos fatores contribuintes para o surgimento de odores. Deve ser ressaltado que o sistema não está recebendo a carga orgânica prevista para o final do plano, e essa contribuição deve ser atingida somente com o aumento do número de ligações de esgoto. A primeira lagoa anaeróbia do Módulo 2 está sendo operada com uma carga de $57,74\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, que é bem inferior à carga de $400\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, adotada por Mara & Pearson (1986) para que não haja desprendimento de odor. De fato, a carga sob a qual a lagoa está operando é até inferior ao limite de $100\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$ da faixa indicada na literatura. A carga que a literatura faz referência não condiz com a realidade do sistema, que mesmo operando com uma baixa carga orgânica afluente e com pH controlado, não está conseguindo manter o sulfeto na forma do íon bissulfeto (inodoro) e está liberando o gás sulfídrico que é responsável pelo odor. Quando a contribuição do sistema atingir o valor previsto em projeto, pode ocorrer um abaixamento no pH e, com isso, a liberação de odores provavelmente aumentará devido a um maior desprendimento de gás sulfídrico. Portanto, há a necessidade de ser mantida uma rotina de monitoração, para acompanhar as modificações na carga orgânica e controlar o pH. Segundo a literatura (MARA, 1976; MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987 e JORDÃO & PESSOA, 2005), como a série é seguida por uma

lagoa facultativa, o efluente da lagoa facultativa pode ser recirculado para a entrada do esgoto na lagoa anaeróbia, na proporção de 1/6 da vazão afluente desta, contribuindo, assim, para a redução dos odores.

5.6 – Lançamento de efluentes no Rio Cuiá

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, classifica as águas superficiais brasileiras doces, salobras e salinas, em função de sua qualidade e segundo seus usos preponderantes. De acordo com o relatório da SUDEMA (1992), de avaliação das condições sanitárias do corpo de água receptor dos efluentes da ETE de Mangabeira, o Rio Cuiá (Paratibe), está enquadrado como classe 2. O último relatório da SUDEMA (1994), mostrou, de uma maneira geral, que a qualidade das águas no Rio Cuiá encontravam-se com seu padrão de qualidade alterado, devido ao recebimento ao longo do seu curso de esgotos domésticos não tratados, e não devido aos efluentes da ETE de Mangabeira. Entretanto, esse relatório conta com mais de dez anos e não deve exprimir a real contribuição da ETE, pois como o número de ligações domiciliares é crescente, a contribuição das águas residuárias afluente à ETE vem aumentando ao longo dos anos e isso deve ter um reflexo sobre o desempenho do sistema e, conseqüentemente, sobre as descargas da ETE no corpo receptor. As concentrações das variáveis DBO₅, DQO e SST analisadas no Módulo 2 apresentaram médias efluentes de 56, 290 e 75 mg/L, respectivamente. Segundo a Diretiva 91/271/EEC de 21 de Maio de 1991, as concentrações para lançamento dos efluentes de lagoas de estabilização, com exceção dos SST (até 150 mg/L em amostras brutas), devem ser analisadas em amostras filtradas, com concentrações 25mg/L para DBO₅, e 125 mg/L para a DQO. Com essas concentrações, podemos observar que as amostras brutas dos SST não excederam o limite recomendado. Com relação às outras variáveis, as concentrações apresentaram valores superiores aos recomendados. No entanto, deve-se levar em consideração que as análises foram realizadas com amostras brutas, e a Diretiva se refere à amostras filtradas. Os Coliformes Termotolerantes excedeu o limite de 1000UFC/100ml estabelecido pelo CONAMA.

6. Conclusão

A monitoração do Módulo 2 da ETE de Mangabeira, que foi inicialmente projetada para funcionar com reatores de lodo em suspensão, permitiu concluir que as transformações ocorridas no sistema para duas lagoas anaeróbias, seguidas de uma lagoa facultativa secundária, produziram um efluente com qualidade compatível com os de outros sistemas de configuração similar existentes na região.

As características operacionais mostram que o Módulo 2 está operando com folga com relação aos valores referenciais de projeto para o final do plano, mas essas condições tendem a se tornar mais críticas, na medida em que novas contribuições forem acrescidas ao afluente, o que afetará a eficiência do sistema.

O Módulo 2 apresentou um bom desempenho na remoção de matéria orgânica (90,19% de remoção de DBO_5) e na remoção de coliformes termotolerantes (99,63%) representando uma redução de três ordens de grandeza nesses indicadores fecais, com relação ao esgoto bruto. O desempenho medido foi de um modo geral, superior ao previsto no projeto de modificação do sistema.

A lagoa facultativa secundária apresentou um aumento de 7,3% no material suspenso que, provavelmente, ocorreu devido à contribuição da biomassa do fitoplâncton que se desenvolveu na massa líquida da lagoa.

A biomassa de algas na lagoa facultativa secundária apresentou um bom desenvolvimento ($456\mu\text{g}$ clorofila “a”/L), mesmo considerando a maior profundidade da

lagoa, superior à ideal (1,5m), e operando com carga orgânica afluyente ao sistema abaixo da prevista em projeto.

A série de lagoas anaeróbias apresentou uma eficiência de remoção de DBO_5 superior aos valores usualmente encontrados na literatura para uma única lagoa e as outras variáveis apresentaram eficiência compatível com outros sistemas de configurações semelhantes existentes na região.

Do ponto de vista das variáveis analisadas neste trabalho, a utilização da segunda lagoa anaeróbia numa série de lagoas é uma alternativa viável quando se deseja somar eficiência ao sistema.

A primeira lagoa anaeróbia do Módulo 2 está sendo operada com uma carga de $57,74\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, que está abaixo da faixa recomendada na literatura (MARA & PEARSON, 1986), de $100\text{-}400\text{gDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, para que não haja desprendimento de odor, mas, na realidade, o sistema tem apresentado episódios de desprendimento de odores.

É necessária uma avaliação da camada de lodo para se conhecer a atual situação das lagoas do sistema evitando, assim, que a eficiência do sistema seja comprometida pelo desprendimento do lodo.

O sistema de tratamento deve ser melhorado, para atender as exigências da legislação ambiental, com um efluente que se enquadre nos níveis desejáveis para lançamento no Rio Cuiá. Fazem-se necessárias reformas ou ampliações no sistema, para melhorar a qualidade sanitária do efluente final compatibilizando-a com as exigências da legislação em vigor. A incorporação de uma lagoa de maturação, ou mais, na série de lagoas do Módulo 2, seria uma alternativa para melhorar a qualidade sanitária do efluente final.

7. Referências Bibliográficas

- AESA (2005) - *Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba*.
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 20th edition, Washington, D.C.
- ANDRADE NETO, C. O. (1994). *Relatório Final, Pesquisa Referente à Experiência Brasileira Relativa a Sistemas de Baixo Custo para Tratamento de Águas Residuárias*, Vol. 1. Brasília: CEF.
- ARRUDA, C. B. A. (2004). *Estudo do desempenho da lagoa anaeróbia profunda da pedra n^o 7 do pólo de tratamento de esgotos da bacia do rio Paraíba na grande João Pessoa*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the desing and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical paper number 7, Washington: World Bank.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrologia Aplicada a Engenharia Sanitária*. 3^aEd. CETESB / ACETEB. São Paulo, SP.

-
- CAGEPA (1981) - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. *Memória de calculo*: Módulo do conjunto Mangabeira - lagoas aeradas e de maturação. João Pessoa – PB.
 - CAGEPA (1994) - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. *Relatório Técnico*: Estudo que modificarão a concepção do tratamento dos módulos da ETE de Mangabeira, de lagoas aeradas para lagoas anaeróbias. João Pessoa – PB.
 - CAVALCANTE, R. B. (1997). *Reuso de efluente de lagoas de estabilização: Aspecto sanitário do capim e do solo*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
 - CEBALLOS, B. S. O. (2000). *Microbiologia sanitaria y ambiental*. In: *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. Mendonça, Sérgio Rolim. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D. C., Colômbia.
 - CONAMA (2005). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE Resolução N^o 357 de 17 de Março de 2005. Diário Oficial da União, 18 de Março de 2005, seção I, Brasília Distrito Federal.
 - COSTA, A. J. M. P. (1992). *Avaliação do desempenho de uma série Longa de Lagoas de Estabilização, na remoção de Matéria Orgânica e Coliformes Fecais, Tratando Esgotos domésticos no Nordeste do Brasil*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
 - CROOK, J. (1993). *Crítérios de Qualidade da Água para Reuso*. Revista DAE-SABESP, 174: 10-18.

-
- CEC (1991). COUNCIL EUROPEAN COMMUNITIES. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). Official Journal of the European Communities. L35/40-52 (30May).
 - ELLIS, K.V. (1983). *Stabilization Ponds: desingn and Operation*. Critical Review in Environmental. Control, vol 13.
 - FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H. and MARA D. D. (1983). *Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wasterwater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
 - FLORENTINO, I. Q. (1992). *Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
 - FLORENTINO, E. R. (1993). *Caracterização dos esgotos domésticos e efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé- PB*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
 - JONES, J. G. (1979). *A Guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwaters*. FBA – Freshwater Biological Association. Scientific publication, n° 39. UK.
 - JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (1995, 2005). *Tratamento de Esgotos domésticos*. V. 1. 4. ed. ABES.
 - LEÓN, S. C., CAVALLINI, M. J. (1996). *Tratamento e Uso de Águas Residúarias*. Cepis-OPS-OMS, Lima. Peru.
 - LUMBERS, J. P. (1979). *Waste Stabilization ponds: design considerations and methods*. The Public Health Engineer

-
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.
 - MARA, D. D. e PEARSON, H. W. (1986). *Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds*. IN: *Biotechnology – A Comprehensive Treatise*, vol 8 (Ed. H. J Rehm and G Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft.
 - MARAIS, G. V. R. (1974). *Fecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds*. Journal of Environmental Engineering, Division: Proceedings of A. S. C. E., 100 (1): 119 – 140.
 - MENDONÇA, S. R. (2000). *Sistemas de Lagunas de Estabilización*. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D. C., Colombia.
 - METCALF & EDDY (2003). *Wasterwater Enginnering: Treatment and Reuse*, 4 ed. New York, McGraw - Hill Boo.
 - OLIVEIRA, R. (1990). *The Performance of deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. PhD Thesis, The University of Leeds, U. K.
 - OLIVEIRA, E. R. (1995). *Remoção de coliformes fecais e matéria orgânica numa série de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto, tratando esgoto doméstico em região de clima tropical*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).
 - OLIVEIRA, A. S. (2002). *Observação sobre o desempenho das ETS's de Campina Grande e Monteiro (PB)*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, (dissertação de mestrado em Engenharia Civil).

-
- PEARSON, H.W. (1987). *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.
 - PEREIRA, C. M. (2004). *Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura*. Florianópolis, UFSC, (tese de doutorado em Engenharia de Produção).
 - PESCOD, H. W. e MARA, D. D. (1988). Design, operation, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93-113.
 - SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1979). *Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. ABES, Rio de Janeiro.
 - SILVA, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. PhD Thesis, University of Dundee, U. K.
 - SUDEMA (1992). Superintendência de Administração do Meio Ambiente. Parecer técnico: *Avaliação da eficiência da ETE de Mangabeira e condições sanitárias do corpo d' água receptor - Rio Cuiá*. João Pessoa – PB.
 - SUDEMA (1994). Superintendência de Administração do Meio Ambiente Parecer técnico: *Monitoramento das águas do Rio Cuiá*. João Pessoa – PB.
 - SOKAL, R.R. & ROHLF, F. J. (1981, 1995). *Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2nd edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
 - VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbico de Esgoto em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande – PB: Epgraf.

- VON SPEELING, M. (1996). Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. UFMG. Belo Horizonte, MG.
- WHO (1987). *Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice*. Technical Publication n^o 10, Alexandria: Regional Office for the Eastern mediterranean.
- WHO (1989). World Health Organization – *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Report of a Scientific Group. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.