

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL
E RECURSOS HÍDRICOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de
uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos
de monitoramento**

Juliana Cardoso de Moraes

Recife – PE, fevereiro 2011

Juliana Cardoso de Moraes

**Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de
uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos
de monitoramento**

Dissertação apresentada ao curso de pós-graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Mario Takayuki Kato

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a Maria de Lourdes Florêncio dos Santos

Recife-PE, fevereiro de 2011

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- M827a Morais, Juliana Cardoso de.
 Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento / Juliana Cardoso de Morais. - Recife: O Autor, 2011.
 v, 111 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientador: Prof. Dr. Mario Takayuki Kato.
 Co-Orientador: Prof^a. Dr^a. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2011.
 Inclui Referências Bibliográficas.
1. Engenharia Civil. 2. UASB. 3. Monitoramento. 4. Lagoa de Polimento. 5. Confiabilidade. 6. Operação. I. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2011-080

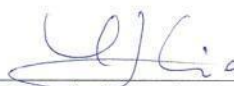
**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA E DOS PROBLEMAS OPERACIONAIS DE UMA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS AO LONGO DE 13 ANOS DE
MONITORAMENTO**

Juliana Cardoso de Moraes

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.



Mario Takayuki Kato
Orientador, Ph. D.



Maria de Lourdes Florencio dos Santos
Co-Orientador, Ph. D.



Luiz Olinto Monteggia
Examinador Externo, Ph. D.



Pedro Alem Sobrinho
Examinador Externo, D. Sc.

Recife, PE
Fevereiro de 2011

Dedico este trabalho ao meu querido pai e amigo Gildo
Morais (*in memoriam*), por todo seu esforço e
dedicação na minha formação pessoal e profissional.
Meu grande incentivador, apoio incondicional de todas
as horas.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por guiar a minha vida, dando-me a oportunidade de estudar e encontrar pessoas que sempre me incentivaram a crescer.

Aos meus pais, Gildo (*in memoriam*), e Júlia Rosa Moraes, por toda dedicação, amor e carinho em toda minha vida. Meu irmão e amigo Leonardo Moraes, pelos momentos de alegria e companheirismo.

Ao meu amor Fabrício, pelo amor, carinho e companheirismo de todos os dias.

Aos queridos professores Mario Kato e Lourdinha Florêncio. Não tenho palavras para agradecer tudo que fizeram por mim. Meu eterno agradecimento pelo carinho, apoio, incentivo e pela confiança depositada. Vocês são os responsáveis diretos pela minha conquista.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), minha casa ao longo destes 16 anos. Laboratório que vi crescer e se equipar, participando das conquistas e dos problemas do cotidiano. Aos queridos amigos que fiz em tantos anos de LSA, em especial à Luiza Souza, Daniele Patrice, Danilo Mamede, Maria Clara Mendonça e Elizabeth Pastich, pela força, carinho, amizade e pelos vários momentos de descontração.

À Ronaldo Fonseca, técnico do LSA. Sua paz e alegria contagiam todos que te cercam. Muito obrigada pelo apoio e amizade.

A todos os alunos de Iniciação Científica que participaram ao longo dos 13 anos de monitoramento da ETE Mangueira, especialmente Edécio Souza, Gleyce Batista, Raphael Maranhão, Larissa Souza e Jackeline Souto, responsáveis pelo monitoramento das últimas fases. Muito obrigada pelo compromisso e dedicação.

Ao CNPq pela bolsa concebida para a realização deste trabalho.

À COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento), em especial a Fátima Barbosa, pela atenção nos momentos necessários.

Ao PROSAB – FINEP (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) pelo apoio financeiro na realização da dissertação.

À Edmilson Marinho, operador dos experimentos realizados na ETE Mangueira, pela dedicação e esforço.

Sumário

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos	i
Lista de figuras	ii
Lista de tabelas	iii
Resumo	iv
Abstract	v
Capítulo 1: Introdução Geral	1
1.1 Objetivos	2
1.2 Estrutura da dissertação	2
Capítulo 2: Revisão Bibliográfica	3
Capítulo 3: Avaliação da série histórica de 13 anos de monitoramento da ETE Mangueira	27
3.1 Introdução	27
3.2 Objetivo	27
3.3 Metodologia	28
3.3.1 Apresentação do sistema	28
3.3.2 Programa de monitoramento da ETE Mangueira	32
3.3.3 Metodologia de análise dos dados	33
3.4 Resultados e discussões	34
3.4.1 Monitoramento da estabilidade do reator UASB	34
3.4.2 Avaliação do desempenho das unidades de tratamento da ETE Mangueira	38
3.5 Conclusões	52
Capítulo 4: Estudo da análise da confiabilidade da ETE Mangueira	56
4.1 Introdução	56
4.2 Objetivo	57
4.3 Metodologia	58
4.3.1 Cálculo do percentual de atendimento aos padrões de lançamento	58
4.3.2 Cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC) e das concentrações médias para atendimento as metas de lançamento	59
4.4 Resultados e discussões	60
4.4.1 Cálculo do percentual de atendimento aos padrões de lançamento	61
4.4.2 Coeficientes de confiabilidade (CDC) e concentrações médias	66

para atendimento as metas de lançamento	
4.5 Conclusões	77
Capítulo 5: Estudo dos problemas operacionais	80
5.1 Introdução	80
5.2 Objetivos	80
5.3 Metodologia	81
5.4 Resultados e discussões	81
5.4.1 Avaliação da operação das unidades de tratamento	81
5.4.1.2 Tratamento preliminar: grades de barras	82
5.4.1.3 Tratamento preliminar: caixa de areia	83
5.4.1.4 Reatores UASB	84
5.5 Proposta de um plano de operação para a ETE Mangueira	94
5.5.1 Operação das unidades de tratamento	95
5.6 Conclusões	97
Capítulo 6: Considerações finais	99
Capítulo 7: Referências Bibliográficas	103

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

μ_x	Média da distribuição
σ_x	Desvio padrão
AGV	Ácidos graxos voláteis
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CaCO_3	Carbonato de cálcio
CDC	Coeficiente de confiabilidade
CH_4	Metano
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO_2	Dióxido de Carbono
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
CV	Coeficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EGSB	Reator granular de leito expandido (<i>expanded granular sludge bed</i>)
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
H_2S	Sulfeto de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPA	Instituto Agrônomo de Pernambuco
K	Potássio
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
m_x	Concentração média do constituinte
N	Nitrogênio
n	Número de coletas
NH_3	Amônia
NH_4^+	Amônio
NMP	Número mais provável
NO_3^-	Nitrato
OMS	Organização Mundial de Saúde
P	Fósforo
PCR	Prefeitura da Cidade do Recife
pH	Potencial hidrogeniônico
PNSB	Programa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
$Q_{\text{máxima}}$	Vazão máxima

$Q_{\text{média}}$	Vazão média
RALF	Reator anaeróbio de leito fluidizado
RMR	Região Metropolitana do Recife
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANEAR	Autarquia de Saneamento do Recife
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SESAN	Secretaria de Saneamento da cidade do Recife
SO_4^{2-}	Sulfato
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>)
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
URB	Empresa de Urbanização do Recife
WHO	World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)
X_s	Meta ou padrão fixado por legislação
$Z_{1-\alpha}$	Variável normal reduzida correspondente à probabilidade de não excedência

Lista de Figuras

Figura 2.1:	Evolução percentual das principais variáveis do esgotamento sanitário no Brasil.	4
Figura 2.2:	Esquema das diferentes etapas metabólicas e dos grupos de microorganismos envolvidos no processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica.	12
Figura 2.3:	Desenho esquemático de um reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket).	17
Figura 2.4:	Representação de uma lagoa de polimento.	20
Figura 3.1:	Fluxograma das unidades de tratamento da ETE Mangueira e notação dos pontos de coleta.	28
Figura 3.2:	Sistema de alimentação dos reatores UASB.	31
Figura 3.3:	Sistema de coleta do efluente dos reatores UASB.	31
Figura 3.4:	Alimentação da lagoa de polimento.	31
Figura 3.5:	Gráfico de temperatura para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.	34
Figura 3.6:	Gráfico de pH para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.	35
Figura 3.7:	Gráfico de alcalinidade para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.	36
Figura 3.8:	Gráfico de AGV para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.	36
Figura 3.9:	Eficiência de remoção de DQO total no reator UASB (DQO total afluente – DQO total efluente).	42
Figura 3.10:	Eficiência de remoção de DQO filtrada no reator UASB (DQO total afluente – DQO filtrada efluente).	42
Figura 3.11:	Eficiência de remoção de SST no reator UASB.	44
Figura 3.12:	Eficiência de remoção de DBO filtrada na lagoa de polimento.	46
Figura 3.13:	Eficiência de remoção de DQO filtrada no reator UASB.	47
Figura 3.14:	Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes na lagoa de polimento.	48
Figura 3.15:	Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal na lagoa de polimento.	49
Figura 3.16:	Eficiência de remoção de fósforo na lagoa de polimento.	50
Figura 4.1:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DBO total.	62
Figura 4.2:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DBO filtrada.	62
Figura 4.3:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DQO total.	63

Figura 4.4:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DQO filtrada.	63
Figura 4.5:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação aos SST.	64
Figura 4.6:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação aos coliformes termotolerantes.	65
Figura 4.7:	Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação ao nitrogênio amoniacal.	66
Figura 5.1:	Principais resíduos encontrados nas grades de barras.	82
Figura 5.2:	Obstruções nas tubulações de entrada do reator UASB.	85
Figura 5.3:	Tubos perfurados submersos em operação.	85
Figura 5.4:	Camada de areia no interior do reator UASB.	87
Figura 5.5:	Camada de espuma na superfície do reator UASB.	91
Figura 5.6:	Ataque ao concreto sobre o nível d'água.	92
Figura 5.7:	Produção de espuma na caixa de passagem do efluente do reator UASB para a lagoa de polimento.	93
Figura 5.8:	Comércio de detergentes no bairro da Mangueira.	93

Lista de Tabelas

Tabela 1.1	Estrutura da dissertação.	2
Tabela 2.1	Números do Saneamento na cidade do Recife	7
Tabela 3.1:	Características físicas e operacionais da estação de tratamento de esgotos da Mangueira.	29
Tabela 3.2:	Origem do lodo de inoculo e partida dos reatores.	30
Tabela 3.3:	Características das fases operacionais da ETE Mangueira.	33
Tabela 3.4:	Concentrações afluentes do reator UASB, considerando as seis fases operacionais.	38
Tabela 3.5:	Concentrações efluentes do reator UASB, considerando as seis fases operacionais.	39
Tabela 3.6:	Concentrações efluentes da lagoa de polimento, considerando as seis fases operacionais.	40
Tabela 3.7:	Concentrações dos nutrientes e patógenos no efluente da lagoa de polimento.	51
Tabela 4.1:	Metas adotadas como padrões de lançamento para os diversos constituintes.	58
Tabela 4.2:	Coeficientes de variação para as seis fases operacionais.	67
Tabela 4.3:	Valores dos coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 1.	69
Tabela 4.4:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 2.	70
Tabela 4.5:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 3.	71
Tabela 4.6:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 4.	72
Tabela 4.7:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 5.	73
Tabela 4.8:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 6.	74
Tabela 4.9:	Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas em todo o período monitorado.	75
Tabela 4.10:	Resumo dos níveis de confiabilidade da ETE Mangueira.	76
Tabela 5.1:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C1.	88
Tabela 5.2:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C2.	88
Tabela 5.3:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C3.	88
Tabela 5.4:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C4.	89

Tabela 5.5:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C5.	89
Tabela 5.6:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C6.	89
Tabela 5.7:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C7.	89
Tabela 5.8:	Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C8.	90
Tabela 5.9:	Proposta de rotina operacional para a ETE Mangueira.	96

Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento

RESUMO

O presente trabalho apresenta a avaliação de uma série histórica de 13 anos de monitoramento realizado na estação de tratamento de esgotos da Mangueira, situada na Região Metropolitana do Recife. A ETE Mangueira foi projetada para atender uma população de baixa renda de 18000 habitantes utilizando reator UASB seguido de lagoa de polimento. O monitoramento realizou 430 coletas e 4521 dias de acompanhamento. A pesquisa foi dividida em seis fases, em função da operação do sistema. O reator UASB obteve boa eficiência média de remoção de matéria orgânica (81% em DQO total/filtrada e 56% em DQO total/total) e baixa remoção de SST (43%). As baixas eficiências na remoção de SST são atribuídas à perda de sólidos no efluente do reator UASB devido a inexistência de uma rotina de descarga do lodo de excesso e também às deficiências observadas na operação e manutenção da unidade de tratamento. A lagoa de polimento promoveu uma importante remoção adicional de matéria orgânica, porém não apresentou resultados satisfatórios na remoção de nutrientes (N e P), devido ao baixo valor de pH que impediu o processo de volatilização da amônia e a precipitação dos sais insolúveis de fosfato. A remoção de coliformes termotolerantes também foi insatisfatória, já que apenas 10% dos resultados das 430 coletas apresentaram ordem de 10^3 NMP/100 mL no efluente. Por outro lado, a lagoa de polimento da ETE Mangueira apresenta um grande potencial para reúso hidro-agrícola do efluente devido às concentrações efluentes ricas em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Porém, precauções devem ser tomadas, pois o efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira não atende o padrão de lançamento de coliformes termotolerantes para irrigação irrestrita. A análise de confiabilidade complementou os dados sobre a avaliação das unidades de tratamento e gerou informações que podem ser utilizadas por projetistas em futuros projetos, tomando como base dados locais e também por operadores de ETEs, no desempenho das unidades de tratamento e na flexibilidade operacional. Nas fases em que a ETE Mangueira foi bem operada, altos níveis de confiabilidade foram observados para a remoção de matéria orgânica, com valores acima de 90%. Para os parâmetros de SST, nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes termotolerantes, as concentrações médias obtidas foram bem superiores as concentrações de projeto/operação para os níveis de confiabilidade calculados, gerando níveis de confiabilidade baixos. Problemas construtivos e operacionais influenciaram significativamente o desempenho da ETE Mangueira. Dentre eles podemos destacar: (i) no reator UASB: alta velocidade de escoamento da caixa de areia, ocasionando o arraste de areia para o interior do reator UASB; distribuição irregular da vazão afluente; obstruções frequentes nas tubulações afluente e efluente e ausência de rotina de descarga do lodo de excesso; (ii) na lagoa de polimento: elevada carga orgânica aplicada, área superficial e TDH reduzidos, e profundidade excessiva.

Palavras-chave: UASB, monitoramento, lagoa de polimento, confiabilidade, operação.

Assessing the efficiency and operational problems of a wastewater treatment plant over 13 years of monitoring

ABSTRACT

This work presents the evaluation of a 13-year historical series of monitoring at the wastewater treatment plant of Mangueira, situated in the Recife Metropolitan Area. WWTP Mangueira was designed to serve a low-income population of 1800 inhabitants using a UASB reactor followed by a polishing pond. During the monitoring process, it was collected 430 samples in a period of 4521 days. The research was divided in six phases due to the system operation. The UASB reactor achieved good efficiency on the removal of organic matter (81% on total/filtered COD and 56% on total/total COD) and low removal of TSS (43%). The low efficiency of TSS removal may have happened because of the effluent solid loss of the UASB reactor. This fact may be linked to the lack of an excess sludge discharge routine as well as due to the deficiency observed during the operation and maintenance of the treatment unity. The polishing pond promoted an important additional removal of the organic matter, though the removal of nutrients (N and P) was not satisfactory because of the low pH which blocked the process of ammonia volatilization and the insoluble salts of phosphate precipitation. The removal of *E. coli* was not satisfactory as well. Only 10% of the results of the 430 samples collected presented an order of 10^3 MPN/100 mL in the polishing pond effluent. On the other hand, the WWTP Mangueira polishing pond appears with a great potential to reuse the water in agriculture due to the rich concentration of nutrients, particularly N and P, in its effluents. However, some precautions may be taken because the effluent of WWTP Mangueira polishing pond does not comply with the standards of *E. coli* for unrestricted irrigation. The reliability analysis complemented the data on the evaluation of treatment units and generated information which can be used by designers in future projects, based on local data and also by operators of wastewater treatment plants, on the performance of treatment unities and operational flexibility. During the period in which WWTP Mangueira was well operated, high levels of reliability were observed for the removal of organic matter, with rates above 90%. For the parameters of TSS, ammonia nitrogen, phosphorus and *E. coli*, the average concentrations obtained were much higher than the design/operation ones regarding the levels of reliability calculated, generating low levels of reliability. Problems of construction and operation influenced significantly the performance of WWTP Mangueira. Among them are: (i) in the UASB reactor: high velocity of the grit chamber flow, causing the drag of sand into the UASB reactor; irregular distribution of water inflow; frequent obstructions in the pipes and lack of discharge routine of excess sludge; (ii) in the polishing pond: high organic load applied, surface area and reduced HDT and excessive depth.

Key Words: UASB, monitoring, polishing pond, reliability, operation.

Capítulo 1: Introdução Geral

De acordo com a Pesquisa Nacional em Saneamento Básico realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2002, o Brasil possui mais de 300 reatores anaeróbios em operação, tratando esgoto doméstico. Em muitos casos, tais reatores funcionam como primeira unidade de tratamento, sendo seguido por algum tipo de pós-tratamento para atender aos padrões de lançamento impostos pelas agências ambientais.

Apesar do grande número de reatores anaeróbios em operação no Brasil e do avanço da engenharia sanitária, ainda é necessário ampliar a base de dados, principalmente em sistemas em escala real e estudar a influência das condições operacionais no desempenho destes sistemas.

Neste contexto, o presente trabalho avalia o desempenho operacional de um reator UASB seguido de lagoa de polimento, localizado no bairro da Mangueira na RMR. Com os resultados obtidos durante 13 anos de monitoramento da ETE Mangueira, pretende-se contribuir para a formação de um banco de dados de ETEs anaeróbias em escala real e promover uma discussão sobre os problemas operacionais que influenciaram o desempenho do sistema.

1.1 Objetivos

- Avaliar o desempenho do sistema de tratamento de esgoto sanitário da ETE Mangueira ao longo da série histórica de 13 anos de monitoramento, dividido em seis fases operacionais.
- Analisar a confiabilidade da tecnologia de tratamento em estudo.
- Calcular o percentual de atendimento da ETE Mangueira aos parâmetros da legislação e obtenção das concentrações desejadas dos constituintes para que a ETE atenda aos padrões de lançamento.
- Investigar os problemas operacionais ocorridos durante o período do monitoramento e propor um plano de operação visando à otimização do processo de tratamento.

1.2 Estrutura da dissertação

Os principais tópicos abordados por capítulos estão listados na Tabela 1.1.

Tabela 1.1: Estrutura da dissertação

Capítulos	Título
1	Introdução Geral
2	Revisão Bibliográfica
3	Avaliação da série histórica de 13 anos de monitoramento da ETE Mangueira
4	Estudo da análise de confiabilidade da ETE Mangueira
5	Estudo dos problemas operacionais
6	Considerações Finais
7	Referências Bibliográficas

Capítulo 2: Revisão Bibliográfica

2.1 Contextualização do saneamento no Brasil e em Pernambuco

O conceito de promoção da saúde proposto pela Organização Mundial da Saúde (OMS), é visto como o princípio norteador das ações de saúde em todo o mundo. A falta de saneamento traz consequências graves para a qualidade de vida da população, especialmente as mais carentes residentes nas periferias das grandes cidades e nos municípios do interior. Investimentos no setor de saneamento reduzem os gastos públicos com saúde, uma vez que muitas doenças estão relacionadas com a falta de solução adequada para os esgotos sanitários. Outro aspecto relevante é a preservação dos mananciais e corpos receptores, que se encontram degradados por lançamentos de esgotos não tratados, impossibilitando o uso dos mesmos para fins mais nobres.

Com o objetivo de levantar informações que retratam a real condição do saneamento básico no país, foi realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em parceria com o Ministério das Cidades, nos anos de 2000 e 2008, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB). A pesquisa teve como fonte de informações as entidades formais prestadoras destes serviços nos municípios brasileiros. Em 2008, a PNSB coletou dados de mais da metade (52,5%) dos municípios brasileiros sobre abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos e de águas pluviais (IBGE, 2008).

Segundo dados do IBGE (2008), entre os anos de 2000 e 2008, o percentual de municípios brasileiros que tinham rede de abastecimento de água em pelo menos um distrito aumentou de 97,9% para 99,4%. O manejo dos resíduos sólidos passou a existir em 100% dos municípios em 2008, frente a 99,4% deles no ano 2000. O serviço de drenagem urbana nos municípios cresceu de 78,6% em 2000 para 94,5% em 2008. No intervalo de oito anos entre as duas pesquisas realizadas pelo IBGE, o sistema de coleta de esgotos nos municípios passou de 52,2% em 2000 para apenas 55,2% em 2008. No entanto, nos municípios em que já existia sistema de coleta de esgotos, houve, no mesmo período, uma ampliação de 58% para 79,9% no serviço. Tal avanço ocorreu em quase todas as regiões, com destaque para a

região Nordeste cuja taxa de ampliação no sistema aumentou de 47,6% para 73,1% nestes oito anos.

Em relação ao tratamento dos esgotos, a PNSB revelou que apenas 28,5% dos municípios brasileiros com rede coletora de esgotos realizavam algum tipo de tratamento (Figura 2.1). Entre as regiões, o Sudeste liderou com 48,4%, seguido do Centro-Oeste (25,3%), Sul (24,1%), Nordeste (19%) e Norte (7,6%). O volume de esgoto tratado representou 68,8% do total coletado no país. Apesar de menos de um terço dos municípios terem tratamento de esgoto, houve melhora significativa, passando de 35,3% para 68,8%, respectivamente em 2000 e 2008. (IBGE, 2008).

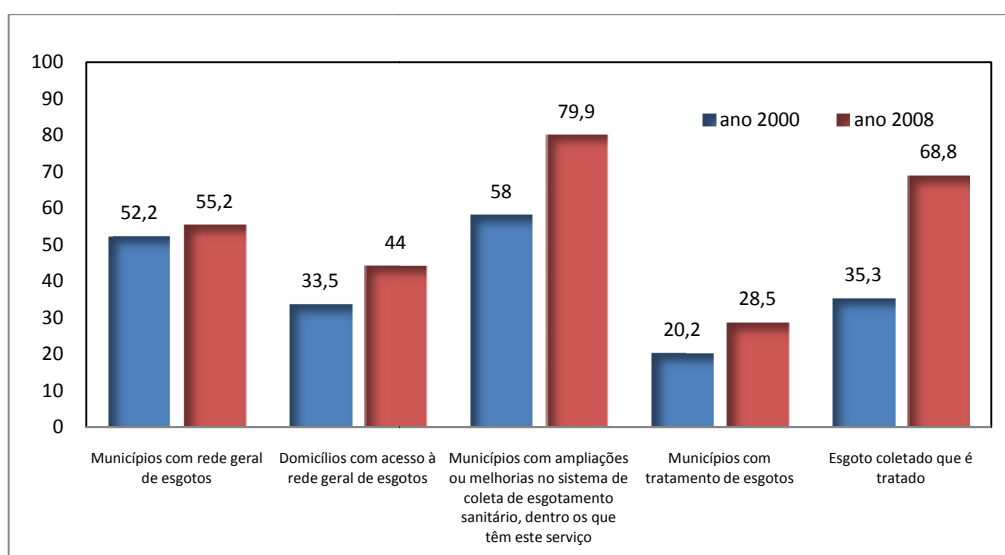


Figura 2.1: Evolução percentual das principais variáveis do esgotamento sanitário no Brasil. Fonte: IBGE, 2008

No estado de Pernambuco o cenário não é diferente do restante do país. Segundo dados da concessionária de água e esgoto do estado (COMPESA), o sistema de esgotamento sanitário atende 32% da região metropolitana do Recife (RMR). No interior, o índice de atendimento atinge apenas 20%. A RMR possui três grandes estações de tratamento: ETE Cabanga, ETE Peixinhos e ETE Janga. A COMPESA possui também 18 ETEs descentralizadas na RMR, com capacidade total de tratamento de 302 L/s (COMPESA, 2010).

A primeira estação de tratamento de esgotos a entrar em operação na cidade do Recife foi a ETE Cabanga, inaugurada em 1959. A instalação inicial tinha capacidade para atender

130.000 habitantes. A estação foi ampliada uma única vez, em 1966, e atualmente atende 176.670 habitantes. O sistema de esgotamento sanitário Cabanga é o maior do estado de Pernambuco. A rede coletora possui 214 km de extensão, 17 estações elevatórias e uma estação de tratamento com vazão de 925 L/s. A ETE Cabanga utiliza tratamento primário através de decantadores e biodigestores. Os efluentes gerados pela ETE são lançados no Rio Jiquiá (COMPESA, 2010).

O sistema de esgotamento sanitário Peixinhos é composto por uma rede coletora de aproximadamente 109 km de extensão, 13 estações elevatórias de esgotos e uma estação de tratamento com vazão de 395 L/s, atendendo uma população de 314.500 habitantes. A ETE Peixinhos iniciou sua operação em 1972 e o tratamento é realizado por filtros biológicos. O corpo receptor da ETE Peixinhos é o Rio Beberibe (COMPESA, 2010).

A ETE Janga foi inaugurada em 1981, sendo projetada para atender a uma população de 451.900 habitantes. O sistema de tratamento empregado é o de lodos ativados e o efluente gerado é lançado no Rio Timbó (COMPESA, 2010).

A concessionária de água e esgotos também opera 18 ETEs descentralizadas em comunidades de baixa renda na RMR, com capacidade total de tratamento de 302 L/s. Dentre estes sistemas, destacam-se a ETE Mangueira, que utiliza reator UASB seguido de lagoa de polimento com capacidade de tratamento de 32 L/s, e a fossa coletiva de Roda de Fogo, com capacidade para tratar 47 L/s de esgotos sanitários (COMPESA, 2010).

Na cidade do Recife, o sistema de abastecimento de água é insuficiente pela quantidade ofertada e irregular por sua intermitência. Segundo a Prefeitura da Cidade do Recife (PCR), devido ao racionamento de água ocorrer há mais de 20 anos na cidade, cerca de 35 mil pessoas procuram suprimir a falta de água em fontes não confiáveis, sem controle de qualidade. Embora a região metropolitana do Recife possua uma extensão territorial pequena de 220 km², apenas 30% do referido território possui rede coletora de esgotos, onde se estima que 1 milhão de pessoas não possuam serviço de coleta de esgotos. Dentre as áreas não atendidas por saneamento estão os morros, favelas, palafitas e assentamentos populares que representam mais de 50% da população da cidade. Tal percentual

populacional despeja seus resíduos em valas abertas nas ruas, nas galerias de águas pluviais e em canais e rios (PCR, 2010).

Em 2001, a prefeitura da cidade do Recife criou a Secretaria de Saneamento (SESAN) pela Lei municipal 16.662/2001. As principais atribuições da secretaria de saneamento são: planejar e executar a política de saneamento no município, desenvolver parcerias com outros órgãos do município, do Estado de Pernambuco e da União, visando à melhoria do atendimento sanitário da cidade. Desta forma, foi firmado um convênio de concessão com a COMPESA para promover a gestão compartilhada dos serviços de saneamento na cidade (PCR, 2010a).

Em 2005, foi criada a Autarquia de Saneamento do Recife (SANEAR), através da Lei municipal 17.104/2005, com o objetivo de executar a política de saneamento do município, envolvendo projetos, obras, operação e manutenção do sistema de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem e educação ambiental (PCR, 2010a).

O saneamento integrado, composto de ações intersetoriais que visam dotar o ambiente urbano das condições adequadas para uma vida saudável, foi o modelo de intervenção adotado na Política Municipal de Saneamento. Estão previstas ações de intervenções nos setores de abastecimento de água, esgotamento sanitário, pavimentação e drenagem de vias, melhoria e/ou construção de instalações hidro-sanitárias das casas, remoção e relocação de famílias para ordenamento urbano, com a conseqüente construção de moradias e educação sanitária e ambiental (Cavalcanti *et al.*, 2005).

O projeto piloto do saneamento integrado foi implantado em 2001 nos bairros Mangueira e Mustardinha, pela da Prefeitura do Recife através da SESAN em parceria com o Governo do Estado, beneficiando uma população de 30.764 habitantes e investimento de R\$ 32,6 milhões de reais. Um escritório de atendimento à população foi instalado no bairro da Mangueira, estabelecendo um canal direto de comunicação com o poder público. Os principais objetivos do escritório são integrar o cidadão e atender suas necessidades no que se refere aos sistemas implantados pelo saneamento integrado, monitorar e fiscalizar a operação das unidades componentes dos sistemas implantados, promover ações de educação sanitária e ambiental, sediar programas sociais a serem implantados na comunidade, estimular os canais de participação popular e controle social e desenvolver

processos de apoio técnico e social às obras e manutenção dos componentes do sistema (Cavalcanti *et al.*, 2005).

Tabela 2.1: Números do Saneamento na cidade do Recife

Água	88% dos domicílios estão ligados à rede de abastecimento de água;
	9,6% são atendidos por poços ou nascentes, dos quais 8,7% não possuem canalização;
Esgotos	42,9% dos domicílios estão ligados à rede geral de esgoto ou rede pluvial;
	46,6% utilizam fossas sépticas e rudimentares.
	7,8% jogam os dejetos sem tratamento, em vala, rio, lago, mar ou outro escoadouro;
	2,7% dos domicílios sequer dispõem de instalações sanitárias.

Fonte: PCR, 2010

Desde 1984 a Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH) monitora a qualidade da água das bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. Os resultados revelaram que todas as bacias hidrográficas da Região Metropolitana do Recife (RMR) tiveram pelo menos um indicador de qualidade reprovado em algum dos pontos analisados. Os indicadores de qualidade pioram à medida que os rios se aproximam da RMR, indicando uma contaminação por conta da ocupação urbana (CPRH, 2010).

2.2 Aplicação da tecnologia anaeróbia no tratamento de esgotos no Brasil

O tratamento de esgoto sanitário é um assunto de grande importância devido ao impacto causado diretamente nos corpos receptores. Além disso, com o aumento da escassez de água, um maior gerenciamento dos recursos naturais se faz necessário (Aiyuk, 2006). Algumas metas de proteção do meio ambiente e dos recursos naturais são o reúso de esgotos domésticos tratados e o tratamento dos subprodutos (Lettinga *et al.*, 2001).

Consequentemente, o reúso dos esgotos domésticos tratados pode se tornar uma importante fonte de água reutilizável e os subprodutos podem ser convertidos em fertilizantes e condicionadores de solo (Aiyuk, 2006).

Inicialmente, a utilização de reatores anaeróbios se deu no tratamento de águas residuárias industriais, especialmente em indústrias de alimento e de papel. A tecnologia anaeróbia se tornou bastante atrativa devido a não necessidade de equipamentos de aeração, resultando em baixo custo de energia. Adicionalmente, a produção de lodo de excesso é mais baixa quando comparado com processos aeróbios e o gás metano produzido pode ser utilizado como fonte de energia. Mais recentemente, o processo anaeróbio provou ser aplicável também a águas residuárias de origem doméstica. No entanto, o sucesso da aplicação de reatores anaeróbios em escala real está restrito a regiões tropicais, onde a temperatura do esgoto geralmente ultrapassa 20°C, sendo desnecessário o aquecimento do reator (Foresti, 2006).

Até a década de 70, o uso de processos anaeróbios no Brasil era restrito basicamente às lagoas anaeróbias, aos decanto-digestores (fossas sépticas e tanques Imhoff) e aos digestores de lodo produzido no tratamento da fase líquida de estações de tratamento de esgotos. O tratamento de esgotos dava-se, quase exclusivamente, por meio de lagoas de estabilização, de filtros biológicos ou de processos de lodos ativados (Além Sobrinho, 2001).

A crise energética da década de 70 reduziu o interesse pelos processos aeróbios e contribuiu para redirecionar pesquisas para o uso de tecnologias alternativas que poupassem energia, como o tratamento anaeróbio (van Haandel e Lettinga, 1994).

No começo da década de 80, iniciaram-se no Brasil estudos para a viabilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB), desenvolvido na década anterior na Holanda pelo Dr. Gatze Lettinga e colaboradores, para o tratamento de esgotos sanitários. Os reatores UASB passaram a receber atenção especial de pesquisadores e engenheiros pela sua simplicidade operacional, altas taxas de tratamento, produção de lodo já estabilizado e custo atraente. Porém a exploração inadequada e o conhecimento ainda deficiente desta tecnologia na época apregoavam um efluente de qualidade equivalente aos

dos processos biológicos aeróbios e uma operação livre de odores. Com resultados bem inferiores àqueles prometidos, os reatores UASB tiveram sua credibilidade desgastada junto a vários órgãos estaduais e municipais de saneamento e a órgãos de controle de poluição das águas (Além Sobrinho, 2001).

A retomada e continuidade dos estudos e pesquisas de tratamento de esgotos por reatores UASB, bem como a seleção de melhores concepções desses reatores realizados pela SANEPAR, UFMG, UFPE e outras instituições na rede pesquisa PROSAB (tema 2 - tratamento de esgotos) a partir meados da década de 90, contribuíram para que os reatores anaeróbios retomassem sua credibilidade para o tratamento de esgotos sanitários, sendo utilizado em vários estados do país.

A aplicação de sistema anaeróbio, com dados de 1993, resultou em redução de cerca de 20% no custo de implantação e operação quando comparado com uma ETE aeróbia convencional, devido à maior simplicidade operacional e menor consumo de energia (Silva, 1993). Um sistema de tratamento adequado deve ter simplicidade operacional, boa eficiência na remoção de poluentes, baixo consumo de energia e promover o reúso do efluente e subprodutos gerados (Seghezze *et al.*, 1998). A qualidade do efluente final de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos pode variar significativamente dependendo de fatores como condições locais, características do afluente, configuração do reator, parâmetros operacionais, etc. (Foresti, 2006).

Com a disponibilidade de reatores de alta taxa, pode-se trabalhar com tempos de detenção hidráulico baixos, tornando o processo anaeróbio muito competitivo com os processos aeróbios e intensificando seu uso como primeira unidade no tratamento biológico. Além disso, dois fatores favoreceram a utilização de processos anaeróbios. Primeiramente, a questão energética, uma vez que enquanto o processo aeróbio consome energia, o anaeróbio produz. O outro fator relevante é a produção de lodo biológico. No processo aeróbio cerca de 50 a 60% da matéria orgânica biodegradável presente no esgoto é convertida em biomassa microbiana, enquanto no anaeróbio apenas uma pequena parcela de 5 a 15% é utilizada para formação de biomassa microbiana. Portanto, além da menor

produção de lodo de excesso, o mesmo apresenta-se mais concentrado e com melhores características de desaguamento, facilitando a disposição final (Chernicharo, 1997).

A sustentabilidade da tecnologia anaeróbia para tratamento de esgotos domésticos é baseada em três importantes fatores: proteção da saúde pública, proteção ambiental e recuperação de recursos naturais (Foresti, 2006). O uso desta tecnologia apresenta maior potencial em países em desenvolvimento e de clima tropical. O Brasil assume posição de vanguarda no cenário mundial em relação à aceitação e disseminação de reatores anaeróbios, em especial dos reatores de manta de lodo (Aquino, 2005).

Atualmente, o reator UASB é sem dúvida o mais popular reator para tratamento de esgotos domésticos devido à ausência de material suporte e a presença do separador trifásico no topo do reator para prevenir a perda de sólidos suspensos com o efluente. No entanto, a aplicação dos reatores UASB em escala real continua limitada a países de clima tropical e subtropical, onde a maioria dos países em desenvolvimento estão localizados. De fato, tais países possuem o privilégio de poder utilizar o processo anaeróbio como tecnologia para o tratamento de esgotos domésticos (Foresti, 2006).

A base para o tratamento anaeróbio de alta capacidade com alta eficiência foi estabelecida pela disposição de dois requisitos essenciais: o intenso contato entre esgoto e biomassa e o alto tempo de detenção celular (van Haandel *et al.*, 2006). Com o esgoto afluente com temperatura superior a 20°C e TDH entre 6 e 10 h, estudos mostraram que os reatores UASB alcançam eficiência de remoção de DQO e DBO entre 65 e 80% e remoção de SST entre 67 e 90% (Wiegant, 2001; Foresti, 2002).

2.3 Fundamentos da digestão anaeróbia

Um sistema de tratamento anaeróbio tenderá a desenvolver uma população bacteriana compatível com a natureza do material orgânico e das cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas. Os principais fatores para remoção do material orgânico biodegradável são: (1) natureza do material orgânico a ser digerido; (2) existência de fatores ambientais adequados para a digestão anaeróbia; (3) massa da população bacteriana (eficiência de retenção de

lodo no sistema); (4) intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e (5) diversidade de populações bacterianas e tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento. Os fatores (1) e (2) são determinados basicamente pelas características dos esgotos, enquanto os fatores (3) e (4) dependem do projeto e da operação do sistema de tratamento (van Haandel e Lettinga, 1994).

No processo de conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos como NO_3^- (redução de nitrato), SO_4^{2-} (redução de sulfato), ou CO_2 (formação de metano). A formação de metano não ocorre em ambiente onde oxigênio, nitrato ou sulfato encontram-se prontamente disponíveis como aceptores de elétrons. A produção de metano ocorre em diferentes ambientes naturais, tais como pântanos, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, assim como nos órgãos digestivos de animais ruminantes. Estima-se que a digestão anaeróbia com formação de metano seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra (Chernicharo, 1997).

A produção de lodo biológico é muito menor nos processos anaeróbios quando comparado com os processos aeróbios, sendo da ordem de 0,02 e 0,45 kg SSV/kg DQO metabolizada, respectivamente. Como consequência, o sucesso dos processos de tratamento anaeróbio depende da retenção de uma grande quantidade de biomassa e assim o tempo de detenção celular passa a ser diferente do tempo de detenção hidráulico, e do contato intenso do esgoto a ser tratado e o lodo biológico, permitindo assim aplicar elevadas cargas orgânicas (van Haandel e Lettinga, 1994).

A transformação das macromoléculas orgânicas complexas (proteínas, carboidratos e lipídios), presentes no esgoto em biogás requer a mediação de vários grupos diferentes de microorganismos. Para a digestão anaeróbia, podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da conversão: a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese (Figura 2.2) (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

Figura 2.2: Esquema das diferentes etapas metabólicas e dos grupos de microorganismos envolvidos no processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica (Adaptado de Aiyuk, 2006).

1ª etapa: Hidrólise

A primeira fase do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores). Esta conversão é obtida através da ação de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas se degradam através de (poli)peptidas para formar aminoácidos; os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C_{15} a C_{17}). A hidrólise dos polímeros geralmente ocorre de forma lenta, sendo em geral a etapa limitante do processo. Segundo Chernicharo, 1997 *apud* Lettinga *et al.*, 1996, os principais fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado são: temperatura operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato (ex: teores de lignina, carboidrato, proteínas e gorduras), tamanho das partículas, pH do meio, concentração de $N-NH_4^+$ e concentração de produtos da hidrólise. Dentre os gêneros de bactérias com capacidade hidrolítica destacam-se: *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus* (degradação de lipídeos a ácidos graxos); *Bacteroides*, *Butyvirbio*,

Clostridium, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus* (degradação de proteínas a aminoácidos); *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio* e *Eubacterium* (degradação de polissacarídeos a açúcares menores).

2ª etapa: Acidogênese

Os produtos dissolvidos oriundos da etapa da hidrólise são absorvidos no interior das células através do metabolismo fermentativo e, após a acidogênese, são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico), alcoóis (etanol), ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, N₃, H₂S, etc. Os microrganismos fermentativos são os primeiros a atuar na etapa sequencial de degradação do substrato e são os que mais se beneficiam energeticamente. Assim, a etapa acidogênica só será limitante do processo se o material a ser degradável não for facilmente hidrolisável. A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de microrganismos, dos quais a maioria é anaeróbia obrigatório. Entretanto, algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Por serem facultativas, algumas espécies são importantes nos sistemas de tratamento de esgotos, pois o oxigênio dissolvido eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica se não fosse removido pela acidogênese fermentativa. Dentre os gêneros mais comuns estão: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*. Os produtos gerados pela atividade das bactérias acidogênicas são importantes substratos para as bactérias acetogênicas e para as arqueas metanogênicas.

3ª etapa: Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para produção de metano (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono), através das bactérias sintróficas acetogênicas (*Syntrophobacter* e *Syntrophomonas*). Uma fração de 70% da DQO inicial se converte em acetato, enquanto o restante da capacidade de doação de elétrons é concentrado no hidrogênio formado (Figura 2.2). No entanto, a formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de H₂, fazendo com que o valor do pH do meio aquoso decresça. As reações acetogênicas só ocorrerão se as concentrações de hidrogênio e acetato forem mantidas em baixas concentrações, devido à ação dos

microrganismos consumidores de acetato e hidrogênio. Em sistemas de tratamento de esgotos, a remoção de hidrogênio da fase líquida é feita principalmente por microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos e por bactérias redutoras de sulfato.

4ª etapa: Metanogênese

A etapa final do processo global de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelos microrganismos metanogênicos. As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: metanogênicas acetoclásticas (que utilizam o acetato como fonte de carbono produzindo gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4)) e as metanogênicas hidrogenotróficas (que utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e acceptor final de elétrons, e o hidrogênio, como fonte de energia).

Metanogênicas acetoclásticas:

Embora poucas espécies de metanogênicas sejam capazes de formar metano a partir do acetato, estas são predominantes na digestão anaeróbia. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta* e são responsáveis por cerca 70% de toda a produção de metano. O gênero *Methanosaeta* caracteriza-se por utilizar exclusivamente o acetato; desenvolve-se na forma de filamentos e tem grande importância na formação da estrutura bacteriana presente nos grânulos. Os organismos presentes no gênero *Methanosarcina* desenvolvem-se na forma de cocos e se agrupam formando “pacotes”. São considerados os mais versáteis dentre os metanogênicos, pois possuem espécies capazes de utilizarem também o hidrogênio e os compostos metilados, como metilaminas e metanol.

Metanogênicas hidrogenotróficas

Todas as espécies conhecidas de arqueas metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e gás carbônico, resultando em uma maior liberação de energia. Os gêneros mais comumente encontrados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum*.

As arqueas metanogênicas produtoras de metano a partir de hidrogênio, crescem mais rapidamente quando comparadas com as que utilizam acetato, de modo que as

metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a taxa de formação de material orgânico complexo presente no esgoto para biogás.

2.4 Reator UASB e pós-tratamento

O reator UASB é o sistema anaeróbio de alta taxa mais utilizado para tratamento de esgotos. Várias estações em escala real estão em operação e muitas outras unidades encontram-se em construção, principalmente em regiões de clima tropical e subtropical. A grande maioria dos sistemas anaeróbios é composta por reator UASB e variantes. O tamanho das plantas variam de uma unidade familiar (equivalente a 5 habitantes) até grandes comunidades (equivalente a 1 000 000 habitantes). O tempo de detenção hidráulico é geralmente entre 6 e 10 h (van Haandel *et al.*, 2006).

A inoculação do reator deve ser realizada com quantidades suficientes de lodo anaeróbio e a alimentação deve ser iniciada em baixa taxa. A taxa de alimentação deve ser aumentada progressivamente, de acordo com o sucesso da resposta do sistema. Após alguns meses de operação ocorre o desenvolvimento de um leito denso de lodo no fundo do reator. O sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas de gás e do fluxo de esgotos (Chernicharo *et al.*, 1999).

O sucesso da concepção do reator UASB é baseado primariamente no estabelecimento de um leito denso de lodo no fundo do reator, onde todos os processos biológicos ocorrem. A camada de lodo é formada basicamente pela acumulação dos sólidos suspensos e do crescimento bacteriano. Em sistemas anaeróbios de fluxo ascendente, e sob certas condições, é observado que as bactérias agregam-se naturalmente em flocos e grânulos (Hulshoff Pol *et al.*, 2004). Estes agregados densos têm boa propriedade de sedimentação e não estão suscetíveis a sair do sistema. A idade do lodo, granular ou floculento, no interior do reator UASB, está relacionada ao bom desempenho no tratamento quando submetido à alta carga orgânica aplicada.

Uma diferença significativa é que o reator UASB não possui qualquer material de enchimento para servir de suporte para a biomassa. A imobilização de microrganismos

ocorre por meio de auto-adesão, formando flocos ou grânulos densos suspensos, que se dispõem em camadas de lodo a partir do fundo do reator.

A configuração do reator é uma das principais características que permite o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa e sua retenção no reator, o que lhe confere um elevado tempo de retenção celular. Com isso, o reator UASB pode acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulico pequeno, dependendo das condições operacionais e características dos esgotos (Kato *et al*, 1999).

A Figura 2.3 mostra o desenho esquemático do reator UASB com as principais partes (Jordão, 1995; Chernicharo *et al.*, 1999):

Compartimento de digestão: localizado na parte inferior do reator, é onde se processa a digestão anaeróbia. O esgoto entra no reator pela parte inferior e atravessa a manta de lodo no sentido ascendente. Neste trajeto, parte da matéria orgânica permanece na manta de lodo, iniciando o processo de digestão anaeróbia.

Compartimento de decantação e separador de fases: com o movimento ascendente das bolhas de gás e do líquido, ocorre o carreamento do lodo, sendo necessária a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, de forma a permitir a retenção e o retorno do lodo. O separador de fases é o dispositivo que garante o retorno do lodo e a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, sem a necessidade de qualquer tipo de meio suporte.

Zona de acumulação de gás: o biogás produzido no compartimento de digestão é retido em zonas superiores de acumulação, onde é coletado e eventualmente aproveitado.

A distribuição da alimentação do esgoto deve ser a mais uniforme possível, para que não ocorram zonas mortas dentro do reator. Bolhas de gases formadas na digestão e correntes de convecção térmica que podem ocorrer no interior do reator também são elementos importantes para a mistura. Este fato tem sido demonstrado em esgotos de média e alta concentrações de matéria orgânica no afluente. No caso de esgotos domésticos, geralmente mais diluídos, a geração de gases é bem menor, refletindo na importância da mistura hidráulica (Kato *et al*, 1999). A turbulência natural causada pelo efluente na manta de lodo e

a produção de biogás promovem um bom contato esgoto-biomassa no interior do reator UASB (Seghezzo 1998 *apud* Heertjes e van der Meer 1978).

A característica mais importante do reator UASB é o separador de fase, colocado na parte superior do reator. O biogás produzido na digestão é capturado pelo separador de fase, passando para a parte superior do reator. Para permitir a separação das bolhas do biogás das partículas do lodo carregado com o efluente, uma câmara de gás é introduzida no separador de fase (van Haandel *et al.*, 2006). Quando o separador de fase não opera adequadamente, a perda de sólidos biológicos resulta na queda da eficiência do tratamento, porque diminui a massa de microrganismos ativos no interior do reator, decrescendo a capacidade de tratamento dos esgotos e aumentando a concentração média de matéria orgânica no efluente (Kato *et al.*, 1999).

Figura 2.3: Desenho esquemático de um reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket). Adaptado de Chernicharo *et al.*, 1999.

Depois da criação do reator UASB, muitas versões modificadas de reatores anaeróbios tem sido propostas para melhorar suas características ou para ampliar suas aplicações. Algumas versões de reatores que podem ser consideradas como modificações do UASB são: RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado), EGSB (reator granular de leito expandido), UASB compartimentado e UASB para uso individual doméstico (van Haandel *et al.*, 2006).

Seghezzo (1998) e Chernicharo *et al* (1999) destacam as principais vantagens e desvantagens da utilização de reator UASB no tratamento de esgotos domésticos. Dentre elas, pode-se destacar:

Vantagens:

Alta eficiência: boa eficiência de remoção pode ser alcançada no sistema, mesmo com alta carga orgânica aplicada.

Simplicidade: a operação dos reatores são relativamente simples.

Flexibilidade operacional: pode ser facilmente aplicado em pequena ou grande escala.

Baixo requisito de área: para reatores de alta taxa, a área requerida é pequena.

Baixo consumo de energia: as plantas em operação funcionam por gravidade, sendo necessário apenas o bombeamento inicial.

Baixa produção de lodo: a produção de lodo é menor quando comparado com sistemas aeróbios, devido à baixa taxa de crescimento das bactérias anaeróbias. O lodo é bem estabilizado para a disposição final. Pode ser preservado por longo período sem redução significativa da atividade, podendo ser utilizado como inóculo para partida de novos reatores.

Baixa exigência de nutrientes e ausência de produtos químicos: especialmente em casos de esgotos domésticos, um adequado e estabilizado pH pode ser obtido sem adição de produtos químicos. Macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e micronutrientes também estão presentes nos esgotos domésticos, enquanto compostos tóxicos estão ausentes.

Possibilidade de reinício, mesmo após longas paralisações.

Boa desidratabilidade do lodo.

Desvantagens:

Baixa remoção de patógenos e nutrientes: patógenos são parcialmente removidos, exceto ovos de helmintos que são efetivamente retidos na manta de lodo. Para a remoção de nutrientes há necessidade de pós-tratamento.

Longo período de partida do sistema: Devido à baixa taxa de crescimento dos microrganismos metanogênicos, a partida do sistema é mais longa quando comparado com processos aeróbios.

Possibilidade de maus odores: devido à produção de sulfeto de hidrogênio durante o processo anaeróbio, especialmente quando há alta concentração de sulfato no afluente. Há também a necessidade de um manejo adequado do biogás para evitar mau cheiro.

Baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas: em esgotos domésticos a presença de compostos de enxofre e materiais tóxicos usualmente ocorre em níveis muito baixos, sendo perfeitamente tolerados pelo sistema.

Necessidade de pós-tratamento: Sistemas anaeróbios necessitam de pós-tratamento para alcançar os padrões de lançamento de matéria orgânica, patogênicos e nutrientes.

Apesar de todas as vantagens apresentadas, os sistemas anaeróbios raramente produzem efluente final compatível com os padrões de lançamento estabelecidos pelas agências ambientais, exigindo assim uma etapa de pós-tratamento. Os principais objetivos do pós-tratamento são a remoção da matéria orgânica remanescente, bem como a remoção de nutrientes (N e P) e de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (Chernicharo, 2006; von Sperling, 2008).

O reator UASB terá efeito negativo se usado como unidade anterior a sistemas de tratamento biológico para remoção de nutrientes, pois o efluente do reator terá relações de N/DQO e P/DQO bem superiores aos valores desejados para um bom desempenho desses sistemas depuradores. Para ETEs que utilizam reatores UASB seguido de pós-tratamento, uma parcela de esgoto bruto afluente deve ser inicialmente utilizada (possivelmente não mais de 30%), devendo o restante ser encaminhado diretamente ao tratamento biológico complementar, se separado, de nitrificação e desnitrificação, de modo a se ter matéria orgânica suficiente para a desnitrificação. Quando o pós-tratamento tiver por finalidade a remoção biológica do fósforo, o uso do reator UASB não é recomendado como primeira unidade de tratamento, pois aumenta bastante a relação P/DQO do efluente, prejudicando o sistema biológico para a remoção de fósforo. Além disso, o lodo gerado neste tratamento, rico em fósforo, não deve ser encaminhado ao reator UASB para sua estabilização, pois sob condições anaeróbias haverá a liberação de fósforo incorporado ao lodo para o efluente do reator. Este fato inviabiliza a remoção eficiente de fósforo em uma ETE com reator UASB seguido de tratamento complementar com remoção biológica de fósforo. A remoção de fósforo em ETEs com reator UASB somente será efetiva se forem utilizados produtos

químicos. Neste caso, o reator UASB apresenta a vantagem de poder ser utilizado para estabilizar o lodo gerado no tratamento complementar (Além Sobrinho, 2001).

A melhoria da qualidade final do efluente do reator UASB pode ser obtida, portanto, através da adição de unidades de pós-tratamento. As opções de pós-tratamento são as mais variadas, podendo destacar: filtração, precipitação química de fósforo, nitrificação, desnitrificação, “stripping” de amônia, troca iônica, osmose reversa, cloração, eletrodiálise, ozonização, luz ultravioleta, ou ainda a adição de outro tratamento biológico como lagoas, reatores com biofilme, lodos ativados, sistema de flotação, entre outros (Chernicharo, *et al.*, 2001).

Dentre as opções de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, uma que se pode destacar é a lagoa de polimento. O sistema reator UASB seguido de lagoa de polimento deve ser considerado uma tecnologia de recuperação de recursos, pois, quando bem operado, é possível obter um efluente adequado para diversos fins, inclusive para irrigação de culturas (D’Castro Filho, 2005). A principal vantagem do sistema reator UASB seguido de lagoa de polimento é a redução do tamanho do sistema, pois uma vez que haja uma eficiente remoção de matéria orgânica no reator UASB, a principal função da lagoa de polimento será a eliminação de patogênicos e eventualmente de nutrientes (Catunda e van Haandel, 1996).

A Figura 2.4 apresenta um esquema de funcionamento de uma lagoa de polimento e a interação entre os processos biológicos de fotossíntese, oxidação aeróbia da matéria orgânica e fermentação da matéria orgânica durante a digestão anaeróbia.

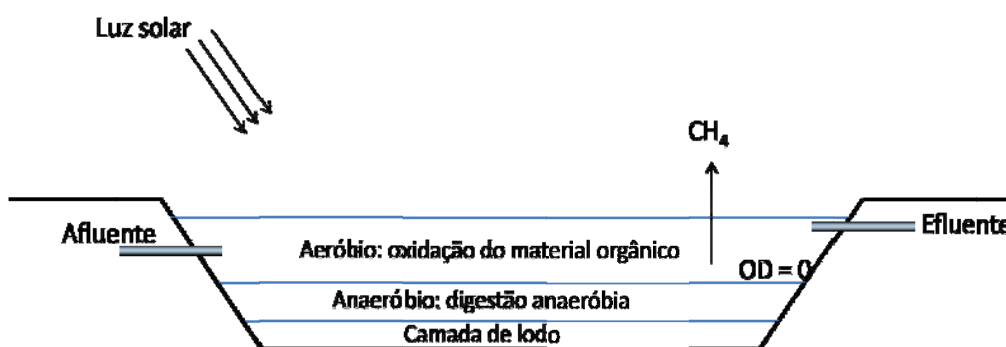


Figura 2.4: Representação de uma lagoa de polimento (Cavalcanti *et al.*, 2001)

Na fotossíntese, as algas utilizam a energia do sol para reduzir o dióxido de carbono em material orgânico celular, expresso como DQO. A geração de material orgânico acompanha a geração de oxigênio, ou seja, estequiometricamente, a massa de oxigênio gerada pela fotossíntese é exatamente suficiente para oxidar o material orgânico, mas não é utilizado para oxidação de material celular das algas. Os processos de fotossíntese e oxidação bacteriana são complementares, uma vez que os produtos de um processo são reagentes do outro. O resultado do desenvolvimento dos dois processos é a transformação de material orgânico fecal em massa de algas. Essa massa de algas pode formar flocos, através da floculação espontânea, e estes flocos podem sedimentar e compor o lodo de fundo da lagoa, podendo ser digeridos ou se acumular como massa orgânica não biodegradável. A taxa dos dois processos é determinada pelas condições de transparência, irradiação solar, temperatura e profundidade da lagoa, para a fotossíntese, e de temperatura e concentração do material orgânico, para a oxidação aeróbia bacteriana. O terceiro processo biológico importante é a digestão anaeróbia que desenvolve no fundo da lagoa. A digestão anaeróbia não destrói o material orgânico, meramente o transforma em metano que se desprende, havendo assim a remoção física do material orgânico do afluente (Cavalcanti *et al.*, 2001).

Estudos com reator UASB seguido de quatro lagoas de polimento rasas (0,40 m) e em série, com baixo tempo de detenção hidráulico (1,4 a 2,5 dias cada lagoa) mostraram uma concentração final de 44 mg/L de DBO, $3,8 \times 10^2$ NMP/100 mL de *E. coli* e 7,3 mg/L N-NH₄. Em relação a ovos de helmintos, a lagoa de polimento foi capaz de produzir efluente, satisfazendo as recomendações da OMS para irrigação irrestrita e restrita (von Sperling *et al.*, 2002).

Em estudo experimental, em escala piloto, com reator UASB operando com TDH de apenas 3 horas (e sem descarga de lodo de excesso) seguido de lagoa de polimento composta de 5 raias em paralelo (1 x 10 m cada) com altura média entre 0,6 e 0,7 m e TDH total entre 5,0 a 7,5 dias, mostrou que em regiões tropicais, a taxa de acumulação de lodo em lagoas de polimento tratando efluentes anaeróbios é tão baixa que provavelmente não haverá necessidade de descarga de lodo ao longo da vida útil da unidade de tratamento. Outra conclusão interessante foi que o lodo de excesso presente no efluente do reator UASB, por

ter sido operado sem descarga de lodo, não prejudicou o desempenho e a estabilidade operacional da lagoa de polimento (Cavalcanti *et al.*, 2002).

A configuração reator UASB seguido de lagoa de polimento é considerada uma excelente alternativa do ponto de vista técnico-econômico-ambiental, principalmente quando há a possibilidade de utilizar o efluente da lagoa em atividades agrícolas, nas regiões onde há escassez de água (Chernicharo, 2006).

O reúso da água proveniente do tratamento de esgotos na agricultura apresenta vários benefícios, podendo-se mencionar: i) a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes, pois além do alto custo destes insumos, pode haver a diminuição no impacto ambiental, viabilizando a reciclagem de nutrientes; ii) a probabilidade de significativo aumento na produção vegetal; iii) a economia de água destinada para a irrigação, podendo ser utilizada para fins mais nobres, como o abastecimento público (Nichele, 2009).

O esgoto doméstico quando tratado adequadamente pode ser considerado ideal para fins de irrigação e adubação em particular em regiões semi-áridas. Além de proporcionar uma fonte adicional de água, o esgoto tratado contém nutrientes (N, P, K) valiosos para a planta. De fato, a aplicação de efluentes tratados na agricultura pode ser considerada como uma etapa de tratamento terciário. Segundo a WHO (1989), a irrigação irrestrita exige um elevado grau de eliminação de patógenos aumentando o custo total do tratamento. No entanto, a irrigação restrita para culturas específicas permite maiores níveis de patógenos no efluente, por exemplo, no crescimento das árvores, nas culturas não comestíveis, como algodão, na ração animal e nos vegetais que necessitam de cozimento (van Lier *et al.*, 2002).

Perin (2006) avaliou a qualidade sanitária e a produtividade de alfaces hidropônicas (*Lactuca sativa* L.), cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com efluente tratado pelo sistema reator anaeróbio compartimentado seguido de lagoa de polimento. Apesar dos efluentes utilizados no cultivo hidropônico apresentarem níveis bacteriológicos acima dos padrões estabelecidos pela OMS, os níveis de contaminação encontrados na parte aérea das alfaces foram inferiores aos estabelecidos pela ANVISA (2001). O estudo mostrou que é possível cultivar alface hidropônica com baixos níveis de microorganismos patogênicos utilizando

efluente da lagoa de polimento e do pós-tratamento físico-químico, desde que sejam tomadas algumas precauções, principalmente no momento da coleta das plantas. Outro aspecto importante observado foi a necessidade de tratamento complementar no efluente da lagoa de polimento devido à grande quantidade de sólidos e algas presentes no efluente no período de verão. As algas se agregam nas raízes das plantas dificultando sua oxigenação e a absorção de água e nutrientes.

Para estudar a remoção das algas no efluente final da lagoa de polimento, von Sperling (2008) realizou um estudo numa estação de tratamento de esgoto em escala real com as seguintes unidades de tratamento em série: reator UASB, três lagoas de polimento e filtro de pedra. O filtro, construído com pedras comerciais de diâmetro entre 3 e 8 cm, foi inserido na parte final da última lagoa de polimento com o objetivo de remover as algas do efluente, reduzindo também o nível de sólidos suspensos e de DBO e DQO particulada. Os resultados mostraram boa remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e amônia, além de uma excelente remoção de coliformes (5,70 unidades log). As concentrações médias do efluente dos principais parâmetros foram: DBO: 39 mg/L; DQO: 109 mg/L; SST: 41 mg/L; amônia: 10 mg/L; e *E. coli*: 540 NMP/100 mL, indicando conformidade com vários padrões de lançamento e reúso. As principais algas encontradas no efluente final foram *chlorophyta* e *euglenophyta*.

Em outro estudo sobre reúso de efluentes de lagoas de polimento desenvolvido por Sousa *et al.* (2005), avaliou-se a qualidade dos efluentes de três sistemas de pós-tratamento durante vinte meses de monitoramento. A unidade de tratamento anaeróbio foi um reator UASB seguido de três unidades de pós-tratamento, construídas de wetland, leito de brita não vegetado e lagoa de polimento. Os três sistemas operados produziram efluentes isentos de ovos de helmintos. Os sistemas wetland e leito de brita apresentaram concentrações de coliformes termotolerantes superiores a 1000 UFC/100mL, não sendo assim recomendados para uso na irrigação irrestrita, segundo a OMS (1989). O efluente final produzido na lagoa de polimento apresentou boa qualidade sanitária com baixa concentração de coliformes termotolerantes (menor que 1000 UFC/100mL) e ausência de ovos de helmintos, podendo ser usado na irrigação irrestrita (OMS, 1989).

2.5 Utilização de reatores UASB em escala real para tratamento de esgotos domésticos

A aplicação de reatores UASB em escala real tem ganhado popularidade com instalações em todo mundo. O processo tem sido utilizado para o tratamento de esgotos domésticos em diversos países como Brasil, México, Colômbia, Cuba e Uruguai. (Aiyuk *et al.*, 2006). Uma das plantas pioneiras foi um reator UASB, construído em escala real na cidade de Kanpur na Índia, em 1985. O reator encontra-se em operação desde 1989 e tem capacidade de tratamento de 5000 m³/d. O período de partida do reator durou aproximadamente 10 semanas, pois não foi utilizado lodo de inóculo. Resultados obtidos durante 12 meses de monitoramento mostraram eficiências de remoção de DQO, DBO e SST de 74, 75 e 75% respectivamente, para um THD de 6 horas. A eficiência de tratamento não foi afetada no período de inverno. A produção de biogás diminuiu no período frio, porém quando a temperatura alcançou 20°C, a produção de biogás voltou a aumentar. O lodo de excesso apresentou concentração de 300 a 500 g SST/kg após 6 dias de secagem. Altas flutuações no efluente em relação às concentrações de DQO, DBO e SST foram atribuídas à presença de 150 curtumes em áreas vizinhas e as condições operacionais e sazonais. (Seghezzo, *et al.*, 1998).

No Brasil, no estado de São Paulo, a utilização de reatores UASB ocorreu de forma restrita na década de 90, podendo ser citados os sistemas de Ribeirão Pires, Boituva e Cesário Lange. Porém nos últimos anos vem ocorrendo uma maior elaboração de projetos com reatores UASB devido às pesquisas desenvolvidas. No âmbito da SABESP, a ETE Campo Limpo/Várzea Paulista está sendo construída com capacidade nominal de 560 L/s utilizando reator UASB e lodos ativados com decantação alternada. A entrega está prevista para o ano de 2012. Em Campinas, a maioria das ETES de grande porte foi concebida com reator UASB. As duas maiores ETES da região são a ETE Anhumas, inaugurada em 2007, com capacidade nominal de 1200 L/s, composto por reator UASB e lodos ativados e a ETE Piçarrão, inaugurada em 2004, com capacidade nominal de 556 L/s, composto por reator UASB, lodos ativados e flotação por ar dissolvido. A ETE Piracicamirim/Piracicaba possui um dos primeiros reatores UASB de grande porte com capacidade nominal de 500 L/s, implantado em 1998 (Miki, 2010).

A aplicação de reatores UASB no estado do Paraná teve início na década de 80, resultante de estudos promovidos pela diretoria de pesquisa e desenvolvimento da SANEPAR. Segundo Gomes (1981), na época a SANEPAR adiou a implantação de novas estações de tratamento de esgotos devido às pesquisas em desenvolvimento e migrando posteriormente da tecnologia aeróbia para a anaeróbia de tratamento.

No estado de Minas Gerais, a ETE Ribeirão do Onça foi implantada em 2006. A ETE Onça, como é conhecida, é considerada a maior estação de tratamento de esgotos da América Latina a adotar a tecnologia de reatores UASB. A unidade tem capacidade para tratar 1800 L/s, inicialmente atendendo uma população de 910 000 habitantes. No futuro, a capacidade de operação poderá ser ampliada, passando para 3600 L/s, com o atendimento a 1 600 000 habitantes (COPASA, 2010).

No Distrito Federal, dos 17 sistemas instalados, com capacidade nominal total de 5960 L/s, 12 possuem reatores UASB como parte do tratamento, sendo a ETE Melchior, a estação de maior porte com capacidade nominal de 1469 L/s a nível terciário atendendo uma população de 896 799 habitantes (CAESB, 2010).

Os reatores anaeróbios demonstram grande aplicabilidade para qualquer população esgotada, com eficiência de remoção de DBO razoavelmente boa e um custo relativamente baixo. Parte das unidades instaladas, que não possuem pós-tratamento, não atendem ao limite de 60 mg/L de DBO exigido pelos órgãos de controle ambiental (Além Sobrinho, 2001). A eficiência na remoção de DQO, em reatores UASB operando a temperatura média de 20°C, varia de 65 a 80% para processos conduzidos com taxa de aplicação orgânica menor que 3 kg DQO/m³.dia e tempo de retenção hidráulico entre 6 e 10 horas (Foresti, 2001).

Conforme já citado, por não possuir efluentes compatíveis com os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental, os reatores UASB necessitam sempre de uma unidade de pós-tratamento (Chernicharo e Machado, 1998). Há grande vantagem no uso de reator UASB como primeira unidade em tratamentos convencionais, podendo ser seguido por processos de lodos ativados ou lagoas de estabilização (van Haandel e Lettinga, 1994). A combinação dos dois processos (anaeróbio e aeróbio) reúne numa mesma unidade

vantagens de um sistema de tratamento convencional aliado a aspectos inovadores como a digestão do lodo aeróbio no reator UASB, sem prejudicar a operação e eficiência do sistema de tratamento (Almeida, 2009).

Von Sperling (2001) investigou a performance de um reator UASB em escala piloto seguido de um sistema de lodos ativados (combinação de sistema anaeróbio e aeróbio) para tratamento de esgotos domésticos em Minas Gerais. O sistema de tratamento foi monitorado por 261 dias e apresentou boa remoção de DQO, com eficiência variando de 69 a 84% para o reator UASB, de 43 a 56% para o sistema de lodos ativados e de 85 a 93% para o sistema reator UASB seguido de lodos ativados. A concentração de sólidos no efluente final foi baixa, variando entre 13 e 18 mg/L.

Em Londrina, no Paraná, filtros biológicos percoladores foram utilizados para o pós-tratamento nas três ETEs da cidade. Na ETE Piracicamirim, em Piracicaba, um sistema de lodos ativados após o reator UASB foi instalado. No Espírito Santo e em Minas Gerais, biofiltros aerados submersos foram usados como pós-tratamento. Em Campo Largo no Paraná e em Uberlândia em Minas Gerais, reatores UASB seguidos de tratamento físico-químico, com aplicação de cloreto férrico e polieletrólito e separação dos flocos por flotação com ar dissolvido foram implantados (Além Sobrinho, 2001).

Capítulo 3: Avaliação da série histórica de 13 anos de monitoramento da ETE Mangueira

3.1 Introdução

A utilização de reatores UASB como alternativa de pré-tratamento para esgotos domésticos vem crescendo de forma significativa no Brasil, devido à alta eficiência de remoção de matéria orgânica alcançada em curtos tempos de detenção e por ser um sistema compacto de baixos custos de operação. Entretanto, o efluente de reator UASB necessita de pós-tratamento, de forma a atingir índices de remoção compatíveis com as exigências dos órgãos ambientais. As lagoas de polimento rasas se apresentam como uma opção de pós-tratamento para o efluente do reator UASB. Dependendo do tempo de detenção hidráulico e do tipo de escoamento na lagoa de polimento, pode-se obter um efluente final adequado quanto a alguns dos aspectos físico-químicos e biológicos, que ainda podem estar presentes no efluente reator do UASB, como material orgânico biodegradável, sólidos em suspensão, nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos (Mayer *et al.*, 2001).

Apesar dos avanços da engenharia sanitária, particularmente no âmbito do programa PROSAB, ainda é necessário ampliar a base de dados, principalmente em sistemas em escala real e estudar a influência das condições operacionais no desempenho destes sistemas. Neste sentido, o presente capítulo apresenta os resultados obtidos em 13 anos de monitoramento da estação de tratamento de esgotos da Mangueira, em Recife-PE.

3.2 Objetivo

O presente trabalho teve como objetivos: (i) avaliar a estabilidade do reator UASB, (ii) estudar o desempenho e a eficiência das unidades de tratamento da ETE Mangueira ao longo da série histórica de 13 anos de monitoramento, dividida em seis fases operacionais.

3.3 Metodologia

3.3.1 Apresentação do sistema

O trabalho experimental foi desenvolvido na ETE Mangueira, situada a 08°04'42'' sul e 34°55'29'' oeste. A ETE Mangueira está localizada numa área de baixa renda da Região Metropolitana do Recife (RMR), projetada para atender a população de 18000 habitantes dos bairros da Mangueira, San Martin e Mustardinha. Este sistema é um dos primeiros reatores UASB seguido de lagoa de polimento em escala real e em operação no Brasil. Os esgotos gerados são de origem doméstica e coletados através do sistema condominial, onde são levados por gravidade até a estação elevatória situada no próprio terreno da ETE. O sistema de tratamento é composto de grade de barras e caixa de areia para o tratamento preliminar, oito reatores UASB operando em paralelo seguido de uma lagoa de polimento. A Figura 3.1 e a Tabela 3.1 mostram, respectivamente, o fluxograma das unidades de tratamento e os principais parâmetros de projeto da ETE Mangueira.

P0 = Afluente da caixa de areia;

P1 = Efluente da caixa de areia e afluente do reator UASB;

P2 = Efluente do reator UASB e afluente da lagoa de polimento;

P3 = Efluente da lagoa de polimento.

Figura 3.1: Fluxograma das unidades de tratamento da ETE Mangueira e notação dos pontos de coleta.

Tabela 3.1: Características físicas e operacionais da estação de tratamento de esgotos da Mangueira.

Dados de projeto	
População: 18000 habitantes. Vazão média diária (para 1 bomba em funcionamento): 31,11 L/s Vazão máxima horária (para 2 bombas em funcionamento): 51,11 L/s	
Unidade	Parâmetros de projeto
Estação Elevatória	3 conjuntos elevatórios, sendo 1 reserva de 10 cv cada.
Poço úmido	Na forma de tronco de pirâmide para não permitir o assoreamento da areia proveniente da rede coletora.
Grades de barras	3/8 x 1 ½, com espaçamentos de 10 mm.
Caixa de areia	2 canais paralelos de 0,75 x 5,50 m cada.
	Velocidade de escoamento: 0,30 m/s
	Taxa de escoamento superficial: 635 e 1043 m ³ /m ² x dia para Q _{média} horária e Q _{máxima} horária, respectivamente.
Calha Parshall	Dimensão característica: 6" (15,2 cm)
Reator UASB	TDH de 7 horas
	8 reatores semi enterrados, em paralelo, com dimensões de 4,5 x 4,5 x 5,0 m; cada.
	Volume útil total de 810 m ³ para os 8 reatores (8 x 20,25 m ² x 5,0 m).
Leitos de secagem	Área total de 201,60 m ² (8 x 4,50 m x 5,60 m).
Lagoa de polimento	Possui formato trapezoidal com base menor de 18 m e base maior de 65 m. Comprimento: 145 m Profundidade útil: 1,5 m Inclinação dos taludes (H:V): 2:1 Volume útil: 8154 m ³ TDH: 3,03 dias

Fonte: URB, 1995.

A partida de cada reator ocorreu em tempo diferente, tendo sido completada após quatro meses de operação, devido a não disponibilidade de lodo de inóculo. Em cinco reatores foram inoculados diferentes lodos, oriundos de diversas ETEs do estado de Pernambuco e em três reatores não foram adicionados nenhum inóculo. Infelizmente devido a problemas institucionais, o programa de monitoramento só foi iniciado seis meses após a inoculação dos reatores, não sendo possível acompanhar a partida do sistema. Após seis meses de inoculação, não foi encontrada diferença significativa entre as concentrações efluentes dos oito reatores. Assim, a eficiência de remoção foi determinada considerando a junção do

efluente final dos reatores. As distribuições dos lodos de inóculo e da partida dos reatores estão descritas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Origem do lodo de inóculo e partida dos reatores.

Reator	Origem do lodo de inóculo	Data da partida
C1	Sem inóculo	10/out/97
C2	Lodo anaeróbio de cervejaria	24/jul/97
C3	Lodo aeróbio de ETE doméstica	18/jul/97
C4	Lodo anaeróbio de indústria de fermento	24/jul/97
C5	Lodo anaeróbio de ETE doméstica	03/jul/97
C6	Lodo anaeróbio de ETE doméstica	03/jul/97
C7	Sem inóculo	19/jun/97
C8	Sem inóculo	19/jun/97

O esgoto oriundo da rede coletora é armazenado no poço úmido e bombeado através da EE para a caixa de areia. A partir deste ponto, toda a estação funciona por gravidade. O sistema de alimentação dos reatores consiste em três caixas de distribuição, uma central alimentando as duas outras, responsáveis por dividir a vazão em 1/8 da vazão afluyente para cada reator (Figura 3.2(a)). Nove pontos de distribuição do afluyente estão localizados no topo de cada reator, onde a vazão é distribuída através de tubulações verticais. Cada ponto de distribuição abrange 2,25 m² de área de reator (Figura 3.2(b)). Os efluentes dos reatores UASB são coletados na superfície dos reatores através de tubos perfurados e conduzidos até uma calha lateral (Figura 3.3a e 3.3b). Os gases gerados são lançados na atmosfera através de tubulações conectadas ao sistema gás-líquido-sólido. Os materiais flutuantes (escuma) são removidos manualmente conforme a necessidade.

Os efluentes dos reatores UASB são reunidos em um único ponto e lançados na lagoa de polimento para pós-tratamento. Por possuir forma trapezoidal, a alimentação da lagoa de polimento é feita através de duas entradas e o efluente é coletado por três pontos de saída (Figura 3.4).

Figura 3.2: Sistema de alimentação dos reatores UASB.



(a) Vista geral dos reatores UASB e sistema de distribuição do afluente.

(b) Pontos de distribuição do afluente localizados no topo de cada reator.

Figura 3.3: Sistema de coleta do efluente dos reatores UASB.



(a) Sistema tubos perfurados para coleta do efluente do reator UASB.

(b) Calha lateral de junção dos efluentes dos reatores UASB.



Figura 3.4: Lagoa de polimento da ETE Mangueira.

O efluente final da ETE Mangueira é lançado no canal de drenagem localizado próximo à estação que deságua no rio Jiquiá, afluente do Rio Tejiú. O rio Jiquiá, como a grande maioria dos rios do estado de Pernambuco, não está oficialmente enquadrado em nenhuma classificação da resolução CONAMA nº 357/2005, por falta de dados que caracterizem a qualidade da água. Por não haver enquadramento, de acordo com o Artigo nº 42 da citada resolução, o rio Jiquiá é classificado como classe 2.

3.3.2 Programa de monitoramento da ETE Mangueira

O monitoramento foi iniciado em dezembro de 1997, após seis meses do início do funcionamento da ETE e continua sendo realizado pelo Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE. Para o presente trabalho foram utilizados os dados obtidos de dezembro de 1997 a abril de 2010 da série histórica de monitoramento, totalizando 430 coletas e 4521 dias de experimento.

Amostras simples na entrada e saída de cada unidade de tratamento foram coletadas e conduzidas imediatamente ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE para a realização das análises físico-químicas e bacteriológicas. As metodologias do Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1995) foram seguidas para a realização das análises. Para a DQO filtrada foi utilizado papel filtro de 1,2 µm. A quantificação e identificação dos ovos de helmintos foi realizada pelo método de *Bailenger modificado* e para a análise da viabilidade foi utilizada a técnica de inclusão e exclusão por corantes biológicos (Zerbini e Chernicharo, 2001).

No fluxograma da estação de tratamento de esgotos da Mangueira (Figura 3.1) são apresentadas as unidades de tratamento e a notação dos pontos de coleta.

O período de 13 anos de monitoramento foi dividido em seis fases. A divisão das fases foi estabelecida em função da operação da estação, uma vez que um dos objetivos era estudar a influência da operação no desempenho do sistema (Capítulo 5). A Tabela 3.3 apresenta as fases operacionais e suas principais características.

Tabela 3.3: Características das fases operacionais da ETE Mangueira.

Fase operacional	Duração da fase (dias)	Nº de coletas	Tipo de operação
1	200	35	Pública
2	300	24	Privada
3	450	57	Mista (público-privada)
4	1290	168	Pública
5	890	114	Mista (público-privada) (Após reforma da ETE)
6	538	32	Pública
Total	4521	430	---

3.3.3 Metodologia de análise dos dados

Estatística descritiva dos dados

Os dados experimentais obtidos no monitoramento foram analisados através de estudos estatísticos, com o intuito de caracterizar os constituintes estudados nas seis fases operacionais.

Monitoramento da estabilidade do reator UASB

Para o monitoramento da estabilidade do reator UASB foram calculados os percentis de 10, 25, 50, 75 e 90% e os valores mínimos e máximos de temperatura, pH, alcalinidade e AGV do afluente e efluente do reator.

Avaliação do desempenho das unidades de tratamento da ETE Mangueira

Com os dados da série histórica de monitoramento foram calculadas as médias geométricas e desvio padrão dos afluentes e efluentes de cada unidade de tratamento. Os constituintes de interesse foram temperatura, pH, alcalinidade, cloretos, série de sólidos, sulfato, DBO total, DBO filtrada, DQO total, DQO filtrada, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo, coliformes totais, coliformes termotolerantes e AGV.

Para a avaliação da eficiência das unidades de tratamento foram calculados os percentis de 10, 25, 50, 75 e 90% e os valores mínimos e máximos: (a) no UASB: as eficiências em relação à DQO total, DQO filtrada e SST; (b) na lagoa de polimento: as eficiências em relação à DBO filtrada, DQO filtrada, coliformes termotolerantes, ovos de helmintos, N-NH₃ e P.

3.4 Resultados e discussões

Nesta seção serão apresentados os resultados e discussões decorrentes da série histórica de 13 anos de monitoramento da estação de tratamento de esgotos da Mangueira. A primeira parte compreende na análise da estabilidade do reator UASB e a segunda parte consiste na avaliação do desempenho e eficiência das unidades de tratamento na série histórica de monitoramento.

3.4.1 Monitoramento da estabilidade do reator UASB

Para a avaliação da estabilidade foram monitorados os parâmetros de temperatura, pH, alcalinidade e AGV no afluente e efluente do reator UASB (Figura 3.5).

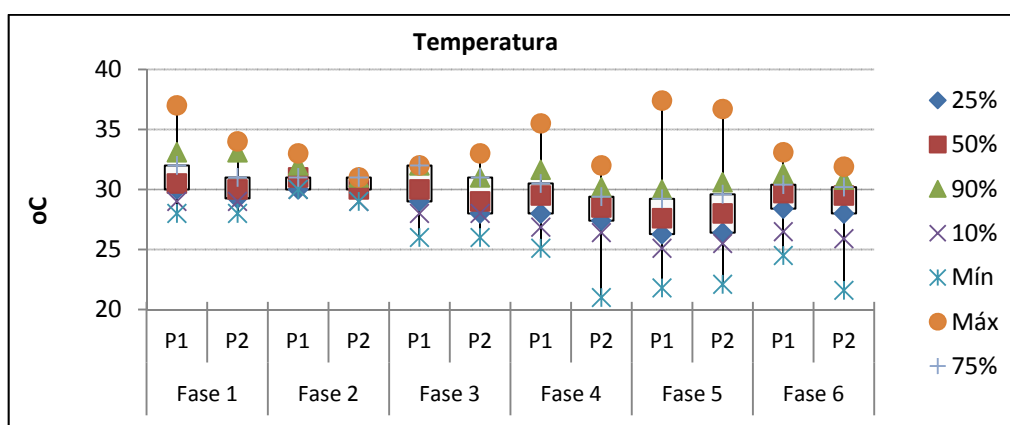


Figura 3.5: Gráfico de temperatura para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.

A faixa média de temperatura obtida no reator UASB da ETE Mangueira, próxima dos 30 °C, foi considerada ótima para a degradação da matéria orgânica, possibilitando o crescimento máximo de microrganismos e uma maior atividade metanogênica.

A temperatura do afluente e efluente do reator UASB não apresentou grande variação durante as seis fases operacionais. Os valores variaram respectivamente entre 22 e 37°C, para o afluente (P1), e entre 21 e 29°C, para o efluente do UASB (P2). Em 90% dos dados de todo o período monitorado, os pontos P1 e P2 tiveram uma pequena variação de temperatura entre 30 e 33°C.

O pH variou de 6,21 a 8,15 para o afluente e de 5,92 a 8,78 para o efluente do reator UASB. A Figura 3.6 mostra que o pH foi favorável para a digestão anaeróbia em todas as fases operacionais, apresentando alguns valores pontuais fora da faixa ótima recomendada (6,8 a 7,2), no entanto sem comprometer o desempenho do reator.

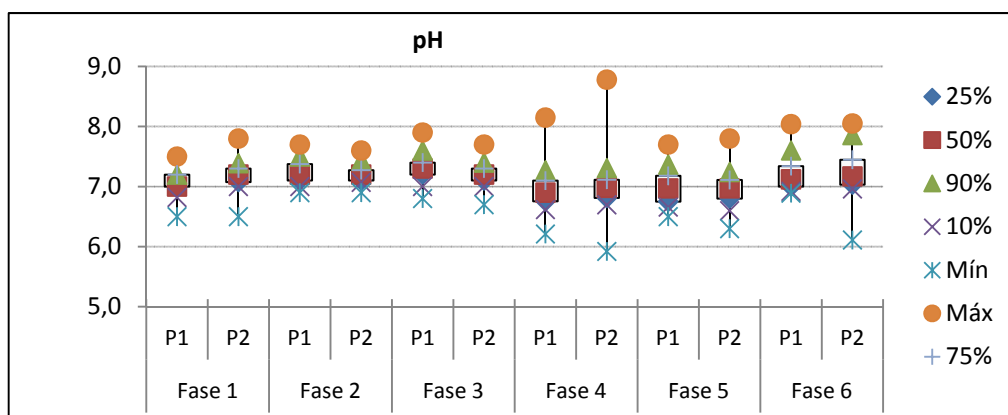


Figura 3.6: Gráfico de pH para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.

Com a grande produção de ácidos orgânicos no reator UASB devido ao processo de digestão anaeróbia é de fundamental importância que o meio tenha alcalinidade suficiente para tamponar o sistema. A alcalinidade ao bicarbonato presente no esgoto bruto foi suficiente para prevenir mudanças no pH do reator. Na Figura 3.7, pode observar através do percentil de 90% que em todas as fases houve excelente tamponamento no reator UASB. A fase 3 foi a que apresentou maior variação da alcalinidade afluente (P1) e efluente (P2) do reator UASB, variando de 60 a 860 mg/L e de 136 a 605 mg/L de CaCO_3 , respectivamente. Apesar da grande variação, o percentil de 90% apresentou uma alta concentração de alcalinidade de 594 mg/L de CaCO_3 no efluente do reator UASB. Na fase 6, a alcalinidade afluente (P1) e efluente (P2) diminuíram significativamente em relação as outras fases. Embora tenha ocorrido esta diminuição nas concentrações de alcalinidade nesta fase, o percentil de 90% apresentou concentração de 211 mg/L de CaCO_3 no efluente do reator.

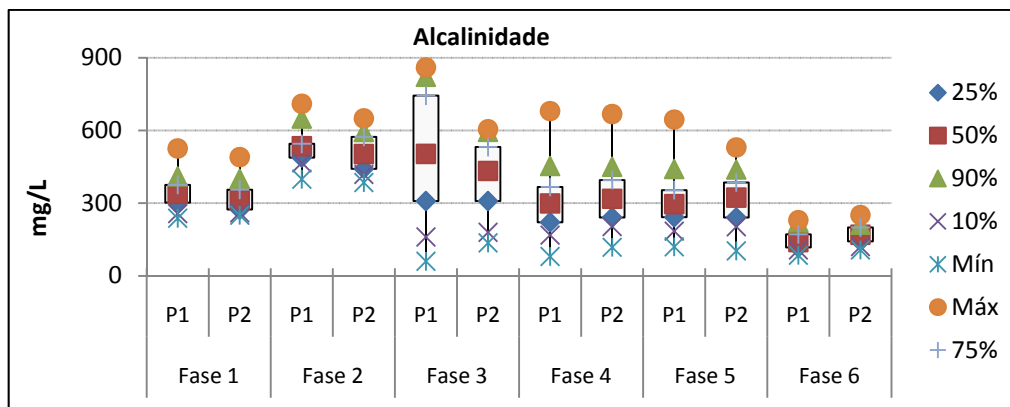


Figura 3.7: Gráfico de alcalinidade para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.

Os ácidos graxos voláteis mantêm uma estreita relação com a alcalinidade. Os ácidos formados no processo de digestão anaeróbia tendem a reduzir o pH, tornando o meio ácido e inadequado ao processo. Neste sentido, o efeito tamponante da alcalinidade evita quedas bruscas e frequentes do pH. Metcalf e Eddy (2003) sugerem valores de AGV abaixo de 250 mg/L para o efluente do reator UASB.

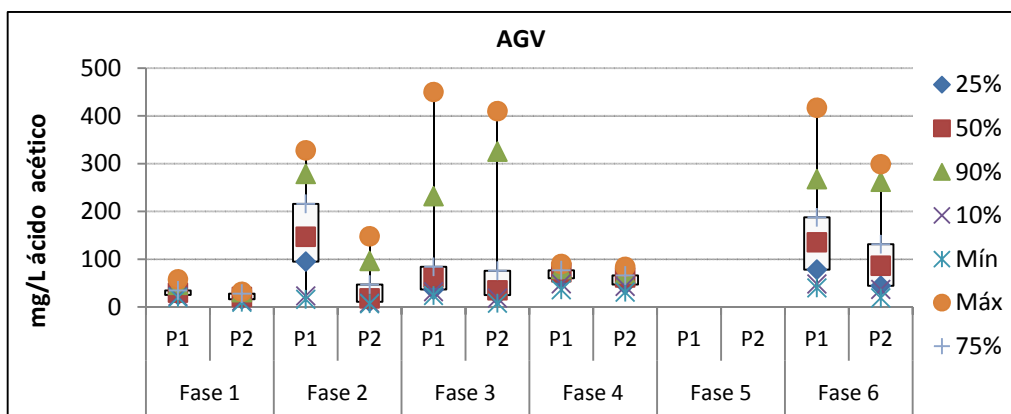


Figura 3.8: Gráfico de AGV para estudo da estabilidade do reator UASB nas seis fases operacionais, onde P1 é o afluente e P2 o efluente do UASB.

As fases 1 e 4 apresentaram baixas concentrações de AGV, com valores afluentes de 58 e 90 mg/L e efluentes de 32 e 84 mg/L, respectivamente. A fase 3 foi a mais instável de todo o período monitorado. Em 90% dos resultados obtidos desta fase, a concentração efluente (P2) de AGV foi maior que a afluente (P1), com valores médios de 232 e 325 mg/L respectivamente. Nesta fase também se observou uma variação na concentração de alcalinidade do reator UASB (P2).

As fases 2 e 6 apresentaram grande variação de AGV no afluente do reator (P1). A fase 2 apresentou baixa concentração de AGV no efluente do reator (P2), com percentil de 90% de 96 mg/L. Já a fase 6 apresentou uma maior concentração de AGV no efluente do UASB, com concentrações de 262 mg/L para o percentil de 90%. Nesta fase, a alcalinidade afluente e efluente do reator UASB diminuiu significativamente em relação as outras fases.

Aquino (2005) ressalta que a presença de AGVs no efluente reflete uma condição de instabilidade no sistema e não uma deficiência da tecnologia anaeróbia. Um reator estável, operado sob condições ótimas de crescimento microbiano e na ausência de fatores de estresse, as etapas acidogênica, acetogênica e metanogênica ocorreriam balanceadas, de forma que as taxas de produção e consumo dos compostos intermediários seriam equalizadas. Desta forma, não haveria acumulação significativa de AGVs e o processo deveria operar próximo às condições de equilíbrio. Em estações de tratamento de esgotos em escala real esta condição é raramente observada devido às variações na concentração, composição e vazão do afluente, e às condições ambientais.

Segundo Foresti (2002) não existe relato na literatura de colapso de reatores UASB tratando esgotos domésticos devido ao não balanceamento da produção e consumo dos AGVs. A produção de AGV não é significativa em águas residuárias com baixa carga orgânica porque a concentração dos ácidos graxos voláteis estará sempre abaixo dos limites de inibição, permitindo que a metanogênese ocorra normalmente.

3.4.2 Avaliação do desempenho das unidades de tratamento da ETE Mangueira

A série histórica de resultados obtidos para afluente e efluente das unidades de tratamento da ETE Mangueira está apresentada nas Tabelas 3.4, 3.5 e 3.6. O período de monitoramento foi de 4521 dias, totalizando 430 coletas, dividido em seis fases operacionais em função da operação do sistema.

Tabela 3.4: Concentrações afluentes do reator UASB, considerando as seis fases operacionais.

Parâmetros	Fase 1 n= 35	Fase 2 n= 24	Fase 3 n= 57	Fase 4 n= 168	Fase 5 n= 114	Fase 6 n= 32
	Operação pública	Operação privada	Operação mista	Operação pública	Operação mista	Operação pública
Temperatura	31 ± 2	31 ± 1	30 ± 2	29 ± 2	28 ± 2	29 ± 2
pH	7,0 ± 0,2	7,2 ± 0,2	7,3 ± 0,2	6,9 ± 0,3	7,0 ± 0,3	7,2 ± 0,3
Alcalinidade	336 ± 74	531 ± 84	415 ± 260	306 ± 117	289 ± 102	143 ± 41
Cloretos	172 ± 59	208 ± 21	220 ± 67	161 ± 150	145 ± 74	152 ± 88
Sólidos totais	842 ± 192	1170 ± 340	1403 ± 366	912 ± 255	850 ± 242	901 ± 333
Sólidos totais fixos	509 ± 168	830 ± 169	910 ± 267	553 ± 143	523 ± 124	501 ± 160
Sólidos totais voláteis	290 ± 93	312 ± 207	461 ± 200	321 ± 160	327 ± 166	381 ± 210
Sólidos suspensos totais	121 ± 88	163 ± 61	222 ± 106	214 ± 160	212 ± 148	306 ± 260
Sólidos suspensos fixos	38 ± 66	91 ± 61	84 ± 94	70 ± 87	53 ± 60	84 ± 150
Sólidos suspensos voláteis	75 ± 48	60 ± 9	116 ± 67	137 ± 95	151 ± 110	175 ± 158
Sulfato	---	43 ± 19	---	20 ± 12	35 ± 30	52 ± 19
DBO total	88 ± 39	163 ± 83	98 ± 37	354 ± 160	343 ± 172	257 ± 158
DBO filtrada	---	113 ± 44	59 ± 16	103 ± 54	102 ± 51	113 ± 58
DQO total	267 ± 129	510 ± 162	525 ± 190	498 ± 232	480 ± 233	442 ± 258
DQO filtrada	123 ± 79	283 ± 99	264 ± 107	114 ± 72	144 ± 66	187 ± 93
Nitrogênio total	---	62 ± 15	47 ± 45	18 ± 15	45 ± 30	18 ± 9
Nitrogênio Amoniacal	---	58 ± 28	27 ± 45	12 ± 10	24 ± 21	13 ± 8
Nitrito	---	0,03 ± 0,01	0,15 ± 0,72	0,10 ± 0,11	0,04 ± 0,91	0,08 ± 0,06
Nitrato	---	0,04 ± 0,02	0,06 ± 0,06	0,08 ± 0,06	0,02 ± 0,05	---
Fósforo	---	6 ± 2	---	---	6 ± 2	3 ± 3
Coliformes totais	6,29E+06 ± 1,21E+07	5,26E+07 ± 1,86E+ 08	6,32E+07 ± 3,91E+08	1,66E+06 ± 5,44E+07	1,82E+08 ± 2,19E+08	4,11E+08 ± 9,89E+09
Coliformes termotolerantes	2,47E+06 ± 1,03E+07	5,78E+06 ± 4,52E+07	2,19E+07 ± 2,02E+08	3,42E+05 ± 1,87E+07	4,53E+07 ± 5,84E+07	1,87E+08 ± 4,83E+08
AGV	31 ± 14	108 ± 104	68 ± 109	66 ± 15	---	126 ± 103

OBS: média geométrica ± desvio padrão; n= número de coletas.

Tabela 3.5: Concentrações efluentes do reator UASB, considerando as seis fases operacionais.

Parâmetros	Fase 1 n= 35	Fase 2 n= 24	Fase 3 n= 57	Fase 4 n= 168	Fase 5 n= 114	Fase 6 n= 32
	Operação pública	Operação privada	Operação mista	Operação pública	Operação mista	Operação pública
Temperatura	31 ± 2	30 ± 1	29 ± 2	28 ± 2	28 ± 2	29 ± 2
pH	7,2 ± 0,2	7,2 ± 0,2	7,2 ± 0,2	7,0 ± 0,3	6,9 ± 0,3	7,2 ± 0,4
Alcalinidade	319 ± 67	501 ± 82	371 ± 158	327 ± 107	303 ± 92	166 ± 38
Cloretos	156 ± 47	218 ± 35	237 ± 78	139 ± 116	119 ± 48	133 ± 90
Sólidos totais	774 ± 159	908 ± 169	1067 ± 388	705 ± 146	633 ± 194	689 ± 475
Sólidos totais fixos	466 ± 142	727 ± 152	779 ± 269	504 ± 133	445 ± 167	397 ± 142
Sólidos totais voláteis	274 ± 110	160 ± 58	225 ± 78	184 ± 83	171 ± 92	213 ± 113
Sólidos suspensos totais	58 ± 33	71 ± 55	71 ± 43	114 ± 77	112 ± 67	110 ± 75
Sólidos suspensos fixos	22 ± 20	34 ± 27	33 ± 29	50 ± 57	37 ± 32	32 ± 55
Sólidos suspensos voláteis	31 ± 23	35 ± 31	31 ± 21	60 ± 34	71 ± 40	67 ± 51
Sulfato	---	29 ± 14	---	4 ± 11	22 ± 18	31 ± 29
DBO total	26 ± 13	33 ± 10	28 ± 13	132 ± 56	116 ± 56	104 ± 51
DBO filtrada	---	27 ± 10	13 ± 9	47 ± 20	39 ± 20	50 ± 23
DQO total	117 ± 54	129 ± 37	193 ± 66	181 ± 75	206 ± 88	199 ± 95
DQO filtrada	74 ± 44	81 ± 20	115 ± 55	64 ± 47	75 ± 30	96 ± 50
Nitrogênio total	---	49 ± 6	32 ± 28	16 ± 16	34 ± 18	18 ± 8
Nitrogênio Amoniacal	---	45 ± 14	15 ± 24	10 ± 7	20 ± 13	14 ± 5
Nitrito	---	0,01 ± 0,01	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1
Nitrato	---	0,04 ± 0,02	0,04 ± 0,03	0,11 ± 0,17	0,03 ± 0,05	0
Fósforo	---	5 ± 1	---	---	4 ± 2	2 ± 2
Coliformes totais	1,22E+06 ± 1,18E+06	8,60E+05 ± 4,23E+06	1,86E+06 ± 1,16E+07	6,72E+05 ± 9,24E+06	1,68E+07 ± 1,01E+07	1,05E+08 ± 1,04E+08
Coliformes termotolerantes	3,71E+05 ± 5,70E+05	4,90E+05 ± 2,05E+06	3,96E+05 ± 8,87E+05	1,95E+05 ± 2,81E+06	6,08E+06 ± 5,57E+06	1,13E+07 ± 5,89E+07
AGV	20 ± 8	24 ± 51	51 ± 134	56 ± 14	---	86 ± 88

OBS: média geométrica ± desvio padrão; n= número de coletas.

Tabela 3.6: Concentrações efluentes da lagoa de polimento, considerando as seis fases operacionais.

Parâmetros	Fase 1 n= 35	Fase 2 n= 24	Fase 3 n= 57	Fase 4 n= 168	Fase 5 n= 114	Fase 6 n= 32
	Operação pública	Operação privada	Operação mista	Operação pública	Operação mista	Operação pública
Temperatura	31 ± 2	30 ± 1	30 ± 2	29 ± 2	28 ± 2	30 ± 3
pH	8,5 ± 0,6	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,4	7,7 ± 0,6	7,4 ± 0,5	7,7 ± 0,6
Alcalinidade	288 ± 52	439 ± 89	323 ± 177	249 ± 67	255 ± 40	140 ± 26
Cloretos	146 ± 59	212 ± 28	207 ± 58	125 ± 107	123 ± 37	128 ± 92
Sólidos totais	764 ± 142	927 ± 203	978 ± 224	573 ± 107	570 ± 136	523 ± 128
Sólidos totais fixos	441 ± 154	627 ± 195	746 ± 191	389 ± 101	389 ± 102	318 ± 137
Sólidos totais voláteis	287 ± 96	256 ± 188	225 ± 66	155 ± 98	165 ± 81	168 ± 74
Sólidos suspensos totais	99 ± 36	62 ± 23	74 ± 57	58 ± 58	81 ± 42	84 ± 89
Sólidos suspensos fixos	18 ± 24	24 ± 21	21 ± 37	12 ± 39	11 ± 13	20 ± 74
Sólidos suspensos voláteis	77 ± 21	18 ± 31	33 ± 46	41 ± 35	66 ± 39	48 ± 61
Sulfato	---	43 ± 16	---	28 ± 9	34 ± 19	39 ± 22
DBO total	33 ± 24	26 ± 9	62 ± 92	77 ± 57	81 ± 50	49 ± 24
DBO filtrada	---	19 ± 7	37 ± 39	29 ± 19	21 ± 21	21 ± 21
DQO total	146 ± 49	145 ± 40	187 ± 94	124 ± 58	156 ± 78	165 ± 153
DQO filtrada	58 ± 38	87 ± 57	107 ± 86	44 ± 28	58 ± 28	75 ± 41
Nitrogênio total	---	29 ± 9	26 ± 18	14 ± 10	28 ± 13	14 ± 6
Nitrogênio Amoniacal	---	34 ± 11	17 ± 17	9 ± 6	17 ± 8	10 ± 3
Nitrito	---	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,3	0,2 ± 0,5	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,1
Nitrato	---	0,2 ± 0,1	1,29 ± 0,47	0,33 ± 0,60	0,04 ± 0,05	0
Fósforo	---	4 ± 1	---	---	6 ± 2	2 ± 2
Coliformes totais	8,52E+04 ± 7,48E+04	7,46E+04 ± 6,83E+05	2,23E+05 ± 1,64E+06	2,74E+06 ± 8,37E+06	1,80E+06 ± 2,04E+07	3,34E+06 ± 2,69E+08
Coliformes termotolerantes	5,75E+04 ± 6,41E+04	6,57E+03 ± 3,43E+04	2,67E+04 ± 4,01E+04	5,42E+05 ± 2,45E+06	4,19E+05 ± 4,91E+06	1,60E+06 ± 4,05E+06

OBS: média geométrica ± desvio padrão; n= número de coletas.

Características gerais do afluente do reator UASB

Os sólidos totais afluentes apresentam uma grande fração de material inerte. A relação STF/ST no afluente do reator UASB foi em média 0,62. Este fato ocorreu devido à grande parte das ruas da rede coletora não possuírem calçamento, a quebra frequentes das tampas de caixas de passagens e poços de visita, permitindo a entrada de areia na rede coletora de esgotos e o mau funcionamento da caixa de areia.

A concentração afluente de ST foi alta, considerando todo o período monitorado, com média de 984 mg/L e valor mínimo e máximo de 318 e 2102 mg/L, respectivamente. Já a concentração de SST teve média de 247 mg/L, perfazendo uma relação de SST/ST de 0,26 e SSV/SST de 0,66, indicando que a maior parte dos sólidos afluentes encontra-se na forma dissolvida e não em suspensão.

Em relação à matéria orgânica, as concentrações médias de DBO e DQO afluentes foram 359 e 500 mg/L, respectivamente, caracterizando um esgoto relativamente forte. As concentrações por fase estudada mostraram que nas três primeiras fases o esgoto foi mais diluído devido a implantação progressiva da rede coletora e também devido as ligações de água de chuva na rede de esgoto. Com os dados obtidos no período monitorado, foram encontradas as seguintes relações: $DBO_{filtrada/total} = 0,35$ e $DQO_{filtrada/total} = 0,36$, indicando que cerca de 35% da matéria orgânica encontrava-se na forma de sólidos dissolvidos.

Avaliação da eficiência das unidades de tratamento

Primeiramente serão apresentadas as eficiências de DQO total, DQO filtrada e SST do reator UASB e a seguir as eficiências da lagoa de polimento em relação aos parâmetros de DBO filtrada, DQO filtrada, SST, coliformes termotolerantes, ovos de helmintos, N-NH₃ e P.

Reator UASB – Eficiência na remoção da matéria orgânica

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi verificada em todo o período monitorado com relação à DQO total do afluente e DQO total e filtrada do efluente. O reator UASB apresentou uma melhor eficiência em relação à DQO filtrada por não considerar as perdas de sólidos com o efluente do reator.

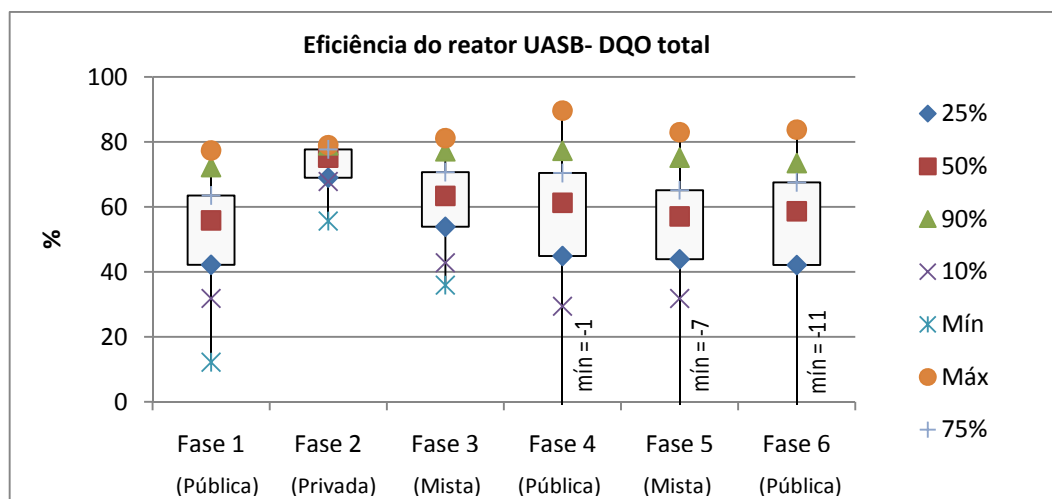


Figura 3.9: Eficiência de remoção de DQO total no reator UASB (DQO total afluente – DQO total efluente).

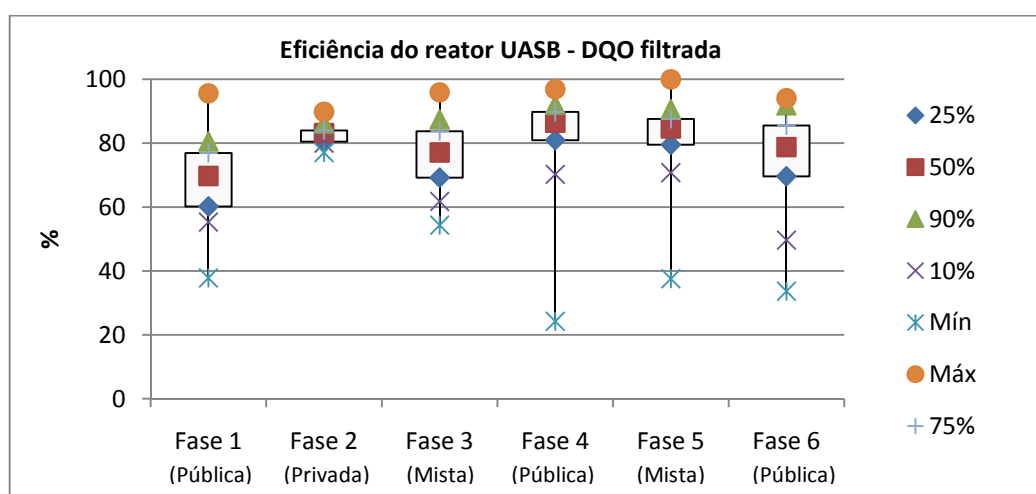


Figura 3.10: Eficiência de remoção de DQO filtrada no reator UASB (DQO total afluente – DQO filtrada efluente).

A fase 1 (operação pública) apresentou o pior desempenho com eficiência média de remoção de 53 e 68% para DQO total e DQO filtrada do efluente, respectivamente. O baixo desempenho desta fase pode ser atribuído à adaptação da biomassa, uma vez a ETE foi operada adequadamente. Além disso, houve aumento significativo na eficiência na fase 2, com valores médios de 73% e 83% para DQO total e DQO filtrada, respectivamente.

Na fase 2 (operação privada), a alta eficiência de remoção de matéria orgânica indicou a presença de uma biomassa ativa. Adicionalmente nesta fase, a ETE Mangueira foi operada

de maneira satisfatória com maior frequência de limpeza nas grades de barras, caixa de areia e remoção de espuma na parte superior do reator.

Na fase 3 (operação mista), a eficiência média de remoção de matéria orgânica diminuiu para 62% em relação a DQO total e 73% para a DQO filtrada. A queda na eficiência entre as fases 2 e 3 ocorreu devido a problemas operacionais na estação. Nesta fase, a operação e manutenção da ETE ocorreram de forma precária, principalmente no tratamento preliminar. A alta velocidade de escoamento da caixa de areia associada à falta de uma rotina de limpeza adequada proporcionou a entrada de grande quantidade de areia no interior do reator UASB. Devido aos problemas operacionais ocorridos nesta fase (operação mista), a empresa terceirizada para auxiliar na operação foi dispensada pela concessionária, tornando a operação pública na fase 4.

A operação pública da fase 4 ocorreu de maneira satisfatória. Na fase 5, a operação voltou a ser mista, mas diferentemente da fase 3, foi considerada aceitável. A boa operação nas fases 4 e 5 influenciaram significativamente a eficiência de remoção de DQO filtrada. Quando a ETE foi operada adequadamente (fases 2, 4 e 5), o reator UASB atingiu elevados índices de remoção de matéria orgânica, com eficiências médias, em relação à DQO filtrada, de 87, 85 e 86% e eficiências máximas de 90, 97 e 96%, respectivamente.

A fase 6 (operação pública) também apresentou eficiência média de 92% de remoção de DQO filtrada, porém com resultados mais dispersos quando comparados com as fases 4 e 5 (Figura 3.10). Nesta fase, a operação foi precária, porém, curiosamente, não influenciou diretamente o desempenho do UASB na remoção da matéria orgânica.

Reator UASB – Eficiência na remoção de SST

O reator UASB apresentou baixa eficiência de remoção de SST em todas as fases estudadas, com valores médios de eficiência variando entre 38 e 66%.

A fase 1 (operação pública) apresentou baixo desempenho, com apenas 40% de remoção de SST. A baixa eficiência, assim como a eficiência de remoção de matéria orgânica, também foi influenciada pela adaptação da biomassa no reator.

A fase 2 (operação privada) que apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica só alcançou uma eficiência média de remoção de SST de 49% e a fase 3 cuja operação não foi adequada, apresentando diversos problemas operacionais, alcançou melhor eficiência média do período, com 66% de remoção de SST. As fases 2 e 3 apresentaram menor variação nos resultados, similarmente aos resultados encontrados de eficiência de DQO total e filtrada.

As fases 4 e 5 (operação pública e mista, respectivamente), que tiveram melhor desempenho em relação a DQO filtrada, apresentaram eficiência média de remoção de SST de 38 e 43%, atingindo a máxima eficiência de 93 e 83%, respectivamente (Figura 3.11). A fase 6 (operação pública), mesmo com a operação precária, apresentou remoção média de 53% no período, com máxima eficiência de 98%.

Interessante ressaltar que embora as eficiências médias das fases tenham sido baixas, o percentil de 90% aponta índices de remoção de SST acima de 70% para todas as fases estudadas, indicando uma grande oscilação na eficiência de SST. A concentração de SST no efluente do reator UASB cresceu ao longo do período monitorado (Tabela 3.5). O crescimento da biomassa no interior do reator e a ausência de descarga de lodo de excesso ocasionou a perda de sólidos com o efluente, elevando a concentração de SST ao longo do tempo.

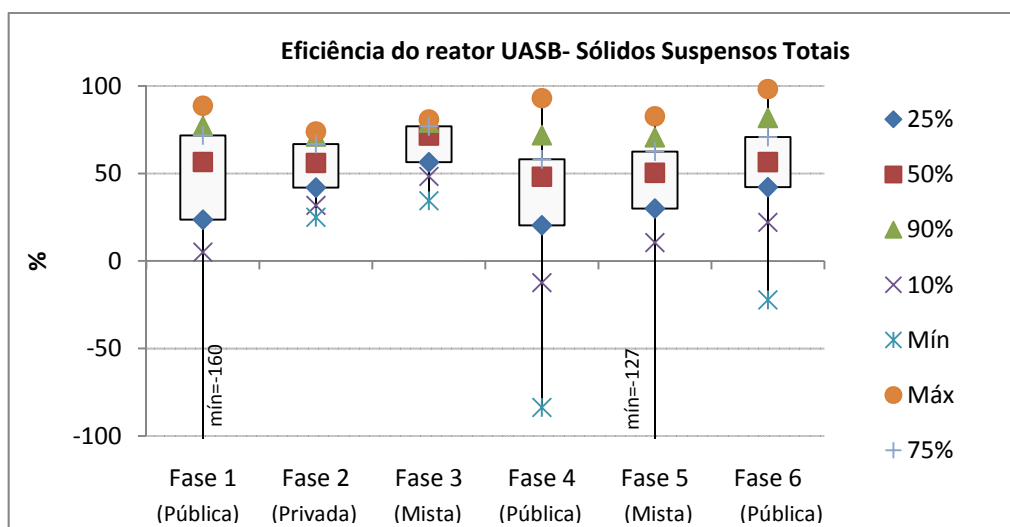


Figura 3.11: Eficiência de remoção de SST no reator UASB.

As baixas eficiências e eficiências negativas são atribuídas a perda de sólidos no efluente do reator UASB devido a inexistência de uma rotina de descarga do lodo de excesso e também às deficiências observadas na operação e manutenção da unidade de tratamento. Maiores detalhes dos aspectos operacionais que influenciaram o desempenho das unidades de tratamento serão apresentados no capítulo 5.

A elevada concentração de SST no efluente do reator UASB influenciou negativamente o desempenho da lagoa de polimento, pois dificultou a penetração de luz solar e favoreceu o acúmulo de lodo na entrada da lagoa.

Segundo Foresti (2006), a qualidade final do efluente de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos pode variar significativamente dependendo de diversos fatores como: condições locais, características do afluente, configuração do reator e condições operacionais.

Vieira *et al.* (1994), utilizando reator UASB para tratar esgoto doméstico de pequenas comunidades de baixa renda (235 economias) no Brasil, alcançou eficiência média de remoção de 74 e 87% para DQO e SST respectivamente.

Oliveira e von Sperling (2005) avaliaram 166 ETEs em operação nos estados de Minas Gerais e São Paulo, compreendendo diversas tecnologias de tratamento. Foram estudadas 30 ETEs utilizando reator UASB. Os autores observaram grande variação nas concentrações afluente e efluente para todos os constituintes analisados. Os reatores UASB operando isoladamente apresentaram desempenhos razoáveis e condizentes com o esperado para a modalidade, com eficiência média de remoção de DBO, DQO e SST de 72, 59 e 67% respectivamente. Quando seguidos de pós-tratamento, melhores desempenhos foram observados, atingindo 88, 77 e 82% de remoção global de DBO, DQO e SST respectivamente.

Lagoa de polimento - Eficiência na remoção de matéria orgânica

A eficiência da lagoa de polimento foi calculada a partir da DBO e DQO filtrada, para evitar que a massa algal presente no efluente fosse contabilizada como matéria orgânica que deixou de ser tratada no sistema.

A lagoa de polimento atuou como pós-tratamento reduzindo a matéria orgânica remanescente do reator UASB. Na fase 2 (operação privada) observou-se uma baixa eficiência de 36% de remoção de DBO filtrada na lagoa de polimento. Apesar da baixa remoção na lagoa de polimento nesta fase, a eficiência global da ETE atingiu 88% de eficiência de remoção de DBO filtrada, devido ao alto desempenho do reator UASB. A concentração média de DBO filtrada na lagoa de polimento foi de apenas 29 mg/L. As fases 1 e 3 não possuíram resultados de DBO filtrada para o cálculo da eficiência.

Nas fases 4 (operação pública) e 5 (operação mista), com uma boa operação, a lagoa de polimento promoveu similar remoção complementar de DBO filtrada de 78 e 77%, com concentrações médias de DBO filtrada efluente de 29 e 21 mg/L, respectivamente. Nestas fases a eficiência global da estação em relação à DBO filtrada foi de 91 e 90%, respectivamente.

Em relação à DQO filtrada, a menor eficiência ocorreu na fase 2, assim como a eficiência da DBO filtrada, atingindo o valor máximo de 57%. Nesta fase, a remoção global da ETE em relação à DQO filtrada foi de 80%, em função também da boa eficiência do reator UASB.

As fases 4 e 5, que possuíram boa operação, apresentaram eficiência da lagoa de polimento em relação à DQO filtrada de 73 e 69%, respectivamente, gerando uma eficiência global na ETE nestas fases de 88 e 86%, respectivamente. Nas Figuras 3.12 e 3.13 observa-se que nas três últimas fases, o percentil de 90% da eficiência de DBO e DQO filtrada foi maior que 90%.

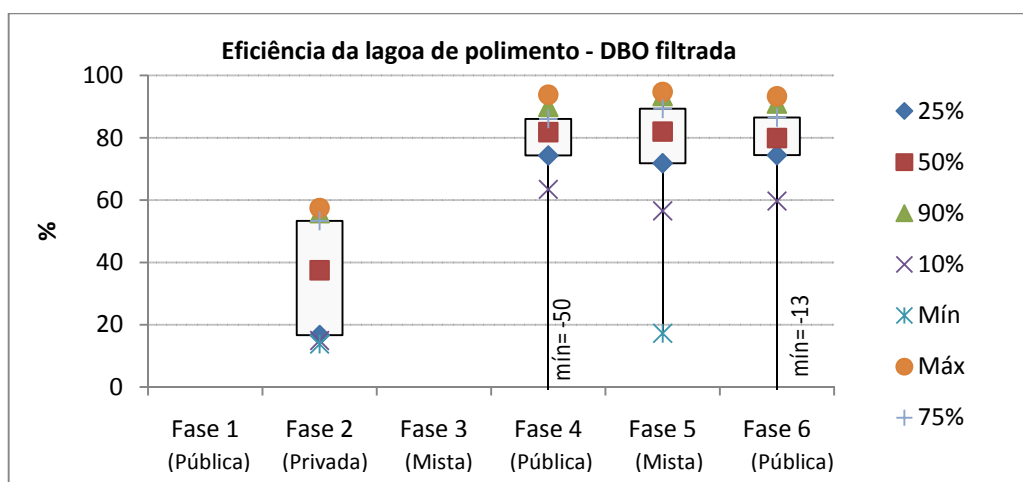


Figura 3.12: Eficiência de remoção de DBO filtrada na lagoa de polimento.

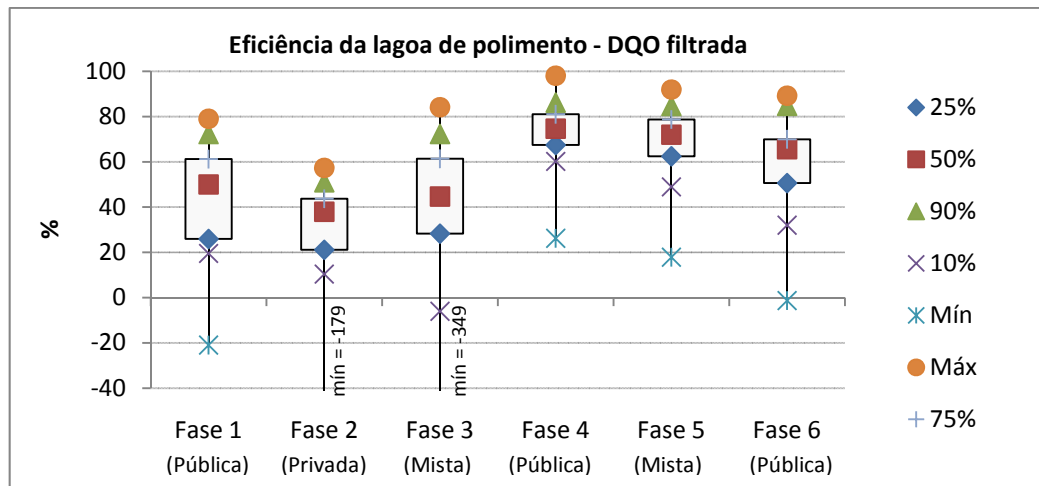


Figura 3.13: Eficiência de remoção de DQO filtrada na lagoa de polimento.

Segundo D'Castro Filho (2005), o valor da constante de degradação de primeira ordem da matéria orgânica encontrado foi de $k = 1,42 \text{ dia}^{-1}$, calculado a partir da aplicação do modelo de dispersão aos dados de DBO afluente e efluente observados. O valor de k obtido no presente estudo foi significativamente superior aos valores estimados a partir de equações propostas pela literatura. O elevado valor de k retrata uma intensa atividade microbológica na degradação da matéria orgânica, justificando o bom desempenho da lagoa de polimento em termos de remoção de DBO e DQO, mesmo com o TDH reduzido. A eficiente remoção de matéria orgânica observada está intrinsecamente relacionada com as condições climáticas favoráveis, particularmente, temperatura e insolação elevadas.

Lagoa de polimento - Eficiência na remoção de coliformes termotolerantes (*E. Coli*) e ovos de helmintos

A lagoa de polimento da ETE Mangueira não apresentou bons resultados na remoção de coliformes termotolerantes. Em todas as fases estudadas houve apenas a redução de uma unidade logarítmica entre o afluente e o efluente da lagoa de polimento, excetuando a fase 2, onde houve redução de duas unidades logarítmicas.

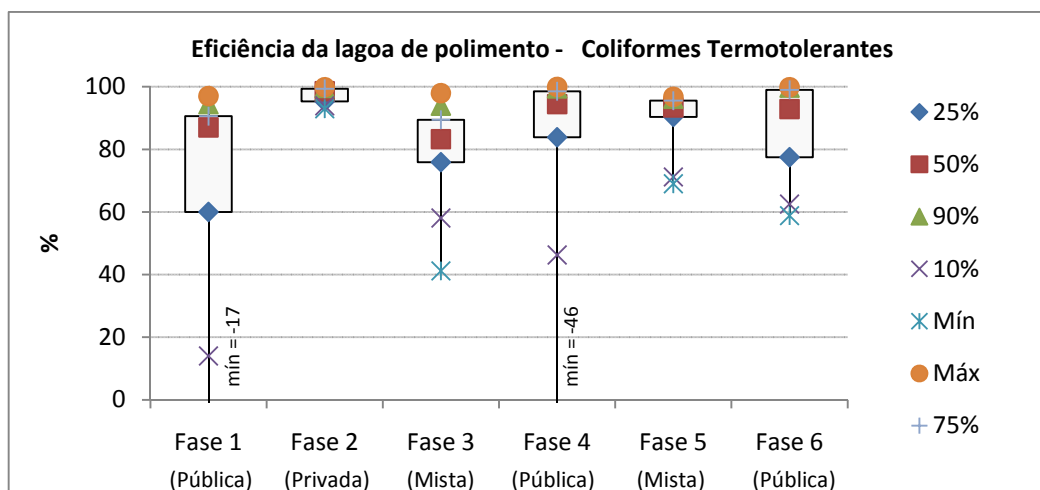


Figura 3.14: Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes na lagoa de polimento.

A eficiência média de remoção por fase variou de 64% (fase 1) a 97% (fase 2), não alcançando o limite de 10^3 no efluente da lagoa de polimento. Apenas 10% dos resultados obtidos nas 430 coletas apresentaram ordem de 10^3 de coliformes termotolerantes. Na Figura 3.14 podem ser observadas as eficiências alcançadas. As fases 2, 4 e 6, atingiram eficiências (percentil de 90%) de 99,4; 99,4 e 99,7%, respectivamente. Porém os efluentes gerados nestas fases possuíram concentração média de coliformes termotolerantes, muito acima dos valores permitidos, na ordem de 10^5 , 10^6 e 10^4 , respectivamente.

A baixa eficiência na remoção de coliformes termotolerantes ocorreu devido à grande profundidade da lagoa de polimento ($h = 1,5$ m). A ação sinérgica da luz solar e do OD no mecanismo de foto-oxidação ficou restrita às camadas superficiais, enquanto a maior parte da massa líquida da lagoa permaneceu sem luz solar e com níveis de pH e OD relativamente baixos. Outro aspecto relevante foi a falta de limpeza adequada dos sobrenadantes da lagoa que impediu também a penetração dos raios solares nas camadas mais profundas.

Medições no interior da lagoa de polimento realizadas por D'Castro Filho (2005) mostraram que a 1,0 m de profundidade, a concentração de OD foi inferior a 0,5 mg/L e o valor do pH era de 7,2. O mesmo autor também verificou através da instalação de horímetros no conjunto moto-bomba, que o THD da lagoa de polimento da ETE Mangueira era, na prática, de apenas 2,36 dias e a carga orgânica média aplicada por unidade de área era de 385 kg DBO/ha.dia. O valor de TDH observado está muito abaixo daqueles sugerido por von Sperling

et al. (2003). Com o TDH reduzido, o tempo de exposição à luz solar foi restrito e prejudicou a inativação dos coliformes termotolerantes.

Em relação à remoção de ovos de helmintos a lagoa de polimento foi mais eficiente, apresentando uma eficiência de 99,9% nas fases 4 e 6. Na fase 5 a eficiência foi de 96,3% com uma concentração média de ovos de helmintos no efluente de 1,3 ovos/L. A fração viável no efluente foi de 59% e a concentração de ovos viáveis no efluente foi igual a 0,8 ovo/L, que é inferior ao limite estabelecido na diretriz da OMS para irrigação irrestrita de culturas (< 1 ovo/L). A eficiência na remoção de ovos de helmintos foi estudada apenas nas fases 4, 5 e 6.

Lagoa de polimento - Eficiência na remoção de nutrientes

Embora o objetivo principal da lagoa não seja a remoção de nutrientes devido ao baixo tempo de detenção hidráulico, foram calculadas as eficiências de remoção de N-NH_3 . Parte desta remoção pode ter ocorrido a partir da conversão do nitrogênio e parte pela volatilização da amônia. Porém devido ao pH relativamente baixo na lagoa de polimento da ETE Mangueira, o processo de volatilização da amônia, considerado por vários pesquisadores como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio, foi provavelmente inibido. A remoção de nitrogênio, devido à remoção de amônia, ocorreu provavelmente, através de sua incorporação à biomassa algal e não por volatilização.

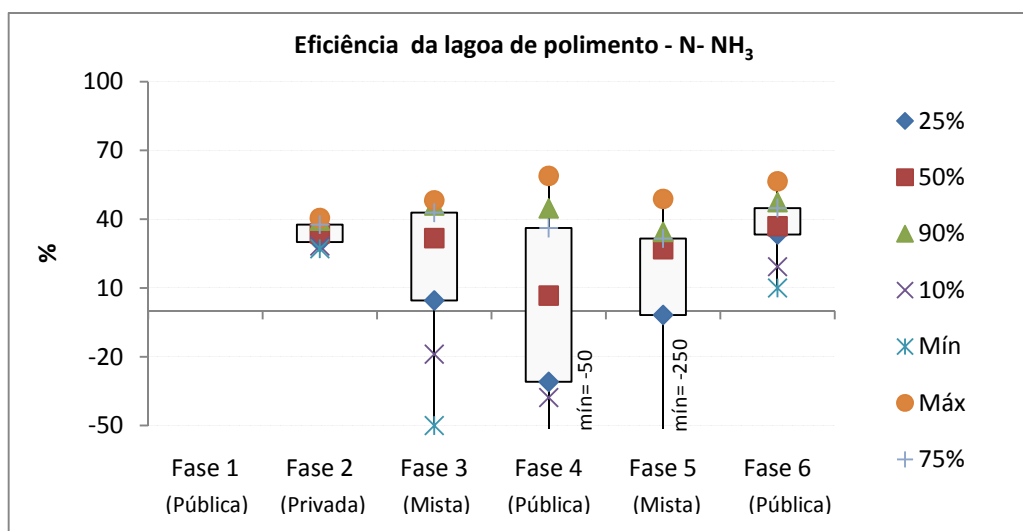


Figura 3.15: Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal na lagoa de polimento.

Na Figura 3.15 pode-se observar o baixo desempenho na remoção de N-NH_3 . O percentil de 90% variou de 34 a 47% na remoção de N-NH_3 entre todas as fases estudadas.

As concentrações de nitrito e nitrato no afluente e efluente da lagoa de polimento foram baixas ao longo de todo o período de monitoramento (Tabelas 3.5 e 3.6), indicando que não houve nitrificação, como já era esperado.

Em relação à remoção de fósforo, a lagoa de polimento também foi ineficiente em todas as fases estudadas. A máxima eficiência foi alcançada na fase 2, atingindo 56% de remoção de P, porém a remoção média do período foi de apenas 18%. Nesta fase, obtivemos o pH mais elevado, no valor de 8,0. Para as demais fases, o percentil de 90% mostrou remoção de P de apenas 28% e baixo valor de pH para remoção de nutrientes, entre 7,46 e 7,77.

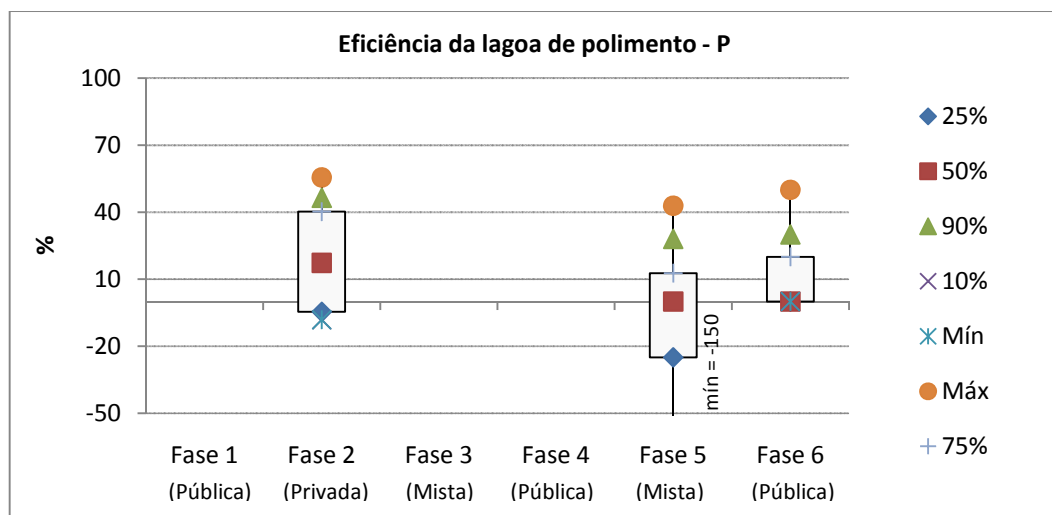


Figura 3.16: Eficiência de remoção de fósforo na lagoa de polimento.

A ineficiência na remoção de fósforo foi devido ao pH baixo que impediu a precipitação dos sais insolúveis de fosfato. Cavalcanti *et al.* (2001) sugerem que o pH da lagoa deve ser superior a 8,0 para que haja um desprendimento significativo de amônia, enquanto que, para uma remoção significativa de fósforo, o pH do meio deve ser superior a 9,0.

Mascarenhas *et al.* (2004) avaliou o desempenho de duas lagoas de polimento rasas, em série, como pós-tratamento de reator UASB. As lagoas apresentaram excelente desempenho quando operaram com $h = 0,40$ m, TDH total de 14 dias e pH elevado. O efluente final teve concentração média de 30 mg/L de DBO; $1,83 \times 10^2$ NMP/100 mL de *E. Coli*; 0,19 ovos de helmintos/L e 2,0 mg/L de N-NH_3 .

Em outro estudo, von Sperling *et al.* (2008) operou reator UASB seguido de três lagoas de polimento em série, com TDH total de 13 dias. As duas primeiras lagoas tinham altura de 0,7 a 0,8 m e a última lagoa tinha 0,40 m de profundidade. Um aspecto construtivo interessante foi a inserção de um filtro de rocha na última parte da última lagoa para promover a remoção das algas e de SST. Este sistema apresentou excelentes resultados, com concentrações médias efluentes de DBO de 39 mg/L; N-NH₃ de 10 mg/L; *E. Coli* de 540 NMP/100 mL, atendendo aos padrões de lançamento e irrigação irrestrita segundo a WHO (1989).

Devido às concentrações efluentes ricas em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, a lagoa de polimento da ETE Mangueira surge como um grande potencial para reúso hidro-agrícola. Na Tabela 3.7 são apresentadas características do efluente tratado visando atividade agrícola.

Tabela 3.7: Concentrações dos nutrientes e patógenos no efluente da lagoa de polimento

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	CV %
N-NTK (n= 74)	mg/L	25	3	57	14	0,68
N-NH ₃ (n=91)	mg/L	17	1	51	11	0,56
P (n=42)	mg/L	4	1	11	2	0,53
Coliformes termotolerantes (n=168)	NMP/100 mL	8,58x10 ⁵	1,10x10 ³	3,10x10 ⁷	3,23x10 ⁶	3,77
Ovos de Helmintos (n=25)	nº ovos/L	0,4	0	3	1	2,05

n= número de amostras

Segundo a WHO (1989), a irrigação irrestrita exige um elevado grau de eliminação de patógenos, o que não ocorreu na lagoa de polimento da ETE Mangueira. Assim, o efluente tratado da lagoa de polimento da ETE Mangueira pode ser utilizado para a irrigação de culturas que sejam processadas industrialmente, com sistema de irrigação localizado por gotejamento e que não haja contato direto de pessoas com o efluente tratado.

Alguns estudos anteriores foram desenvolvidos visando o reúso do efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira, dentre eles pode-se destacar:

O desempenho da cultura do feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) variedade IPA-206, cultivado em lisímetros e irrigado com efluente de lagoa de polimento da ETE Mangueira, através de sistema de irrigação localizada xique-xique. Os resultados mostraram que o efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira foi suficiente para suprimir das necessidades hídricas do feijão e, devido a sua composição química, possibilitou melhoria na fertilidade do solo e na oferta de macronutrientes (Silva, 2007).

Em outro estudo realizado com efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira utilizando a cultura de milho, BR 5036 CMS 36 – Seleção IPA, também cultivado em lisímetros e com irrigação localizada por gotejamento mostrou que as plantas fertirrigadas com o efluente tratado apresentaram melhor desenvolvimento e produtividade, porém apenas os tratamentos submetidos à irrigação com efluente tratado mais adubação fosfatada apresentaram diferenças significativas quando comparados com os tratamentos submetidos à irrigação com água de abastecimento (Silva, 2009).

3.5 Conclusões

Reator UASB

- Com base no monitoramento da estabilidade do reator UASB, pode-se concluir que a temperatura e o pH foram favoráveis para a digestão anaeróbia em todas as fases operacionais. Embora o pH tenha apresentado alguns valores pontuais fora da faixa ótima recomendada, o desempenho do reator não foi comprometido. A alcalinidade foi suficiente para tamponar o reator UASB em todas as fases operacionais. Em relação aos AGVs, a fase 3 (operação mista) foi considerada a mais instável de todo o período monitorado, onde em 90% dos resultados obtidos, a concentração efluente no reator UASB foi maior que a afluente. Nesta fase, a operação foi precária com diversos problemas operacionais que influenciaram significativamente o desempenho do reator UASB.
- O reator UASB obteve bom desempenho na remoção da matéria orgânica, principalmente em relação à DQO filtrada, por não considerar as perdas de sólidos com o efluente do reator. Os baixos desempenhos são atribuídos a adaptação da biomassa

(fase 1) e a baixa qualidade na operação (fase 3). Quando a ETE foi operada adequadamente (fases 2, 4 e 5), o reator UASB atingiu elevados índices de remoção de matéria orgânica, com eficiências médias, em relação à DQO filtrada, de 87, 85 e 86% e eficiências máximas de 90, 97 e 96%, respectivamente. Na fase 6 (operação pública) a operação foi precária (conforme será discutido no capítulo 5), porém, curiosamente, apresentou alta eficiência de remoção de DQO filtrada, com valor médio de 92%.

- Assim como na remoção de matéria orgânica, as fases que tiveram melhor operação (fases 4 e 5) também apresentaram melhor desempenho em relação à remoção de SST. Nestas fases, a eficiência média de remoção de SST foi de 38 e 43%, atingindo máxima eficiência de 93 e 83%, respectivamente. Interessante ressaltar que embora as eficiências médias das fases tenham sido baixas, o percentil de 90% aponta índices de remoção de SST acima de 70% para todas as fases estudadas, indicando uma grande oscilação na eficiência de SST. As baixas eficiências e eficiências negativas são atribuídas a perda de sólidos no efluente do reator UASB devido a inexistência de uma rotina de descarga do lodo de excesso e também às deficiências observadas na operação e manutenção da unidade de tratamento.

Lagoa de polimento

- A lagoa de polimento promoveu uma importante remoção adicional matéria orgânica, complementando a remoção efetuada pelo reator UASB. Na fase 4, a eficiência média da lagoa de polimento, em relação à DBO filtrada e à DQO filtrada foi de 78 e 73%, respectivamente. Para a fase 5, a lagoa de polimento atingiu 77 e 69% de remoção de DBO filtrada e de DQO filtrada, respectivamente. Ambas as fases tiveram boa operação. A eficiência global da ETE, em relação à DBO filtrada foi de 88 e 86%, para estas fases. Quando a ETE não foi bem operada (fases 3 e 6), a eficiência na remoção de matéria orgânica foi inferior. Em relação à DQO filtrada, a remoção na lagoa de polimento foi de apenas 30% para a fase 3 e de 59% para a fase 6. Apesar da baixa eficiência da lagoa de polimento nestas fases, a eficiência média global da ETE foi de 77 e 79%, respectivamente.

- A remoção de *E.Coli* foi insuficiente na lagoa de polimento, onde em todas as fases houve apenas a redução de uma unidade logarítmica, excetuando a fase 2, onde houve redução de duas unidades logarítmicas. A concentração média de *E.Coli* no efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira foi de $8,58 \times 10^5$ NMP/100 mL. Apenas 10% dos resultados das 430 coletas apresentaram ordem de 10^3 NMP/100 mL no efluente da lagoa de polimento. Os principais fatores que contribuíram para a reduzida eficiência na remoção de coliformes termotolerantes foram: elevada carga orgânica aplicada, reduzida área superficial, reduzido TDH e profundidade excessiva.
- Em relação à remoção de ovos de helmintos a lagoa de polimento foi mais eficiente. Nas fases 4 e 6 houve uma eficiência de remoção de 99,9%, não sendo encontrado nenhum ovo de helminto no efluente da lagoa. Na fase 5 a eficiência foi de 96,3% com uma concentração média de ovos de helmintos no efluente da lagoa de 1,3 ovos/L. A fração viável no efluente foi de 59% e a concentração de ovos viáveis no efluente foi igual a 0,8 ovo/L, que é inferior ao limite estabelecido na diretriz da OMS para irrigação irrestrita de culturas (< 1 ovo/L).
- A remoção de nitrogênio não foi satisfatória. Em todas as fases estudadas, o percentil de 90% variou de 34 a 47% na remoção de N-NH_3 . Como o pH se manteve relativamente baixo, o processo de volatilização da amônia, principal mecanismo de remoção de nitrogênio, foi provavelmente inibido. A remoção de nitrogênio, devido à remoção de amônia, provavelmente ocorreu através de sua incorporação à biomassa algal e não por volatilização.
- A elevada concentração de SST no efluente do reator UASB influenciou negativamente o desempenho da lagoa de polimento, pois dificultou a penetração de luz solar e favoreceu o acúmulo de lodo na entrada da lagoa.
- A ineficiência na remoção de fósforo foi devido ao pH baixo ($< 8,0$) que impediu a precipitação dos sais insolúveis de fosfato.

- A lagoa de polimento da ETE Mangueira surge como um grande potencial para reúso hidro-agrícola do efluente devido às concentrações efluentes ricas em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Porém devido à elevada concentração de *E. Coli*, o efluente tratado da lagoa de polimento da ETE Mangueira pode ser utilizado para a irrigação de culturas que sejam processadas industrialmente, com sistema de irrigação localizado por gotejamento e que não haja contato direto de pessoas com o efluente tratado.

Capítulo 4: Estudo da análise de confiabilidade da ETE Mangueira

4.1 Introdução

Os padrões de qualidade são utilizados para proteger a qualidade da água dos corpos receptores e assegurar seus usos previstos. No Brasil, as legislações estaduais e federais classificam os corpos d'água em função dos seus usos preponderantes e estabelecem padrões de qualidade distintos para cada classe de água. A resolução CONAMA nº 20 de 1986, revogada pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, foi criada com o objetivo de assegurar os usos previstos pelos corpos d'água e nortear o controle dos efluentes líquidos.

Para o lançamento de efluentes também são estabelecidos, pelos os órgãos ambientais, padrões para facilitar o controle dos focos de poluição e dos agentes poluidores, além de proporcionar melhores condições para que os limites dos padrões de qualidade de um corpo d'água não sejam excedidos. Os padrões de lançamento são constituídos da mesma forma que os padrões de qualidade, considerando um conjunto de parâmetros e respectivos limites que devem ser atendidos pelos efluentes lançados nos corpos receptores. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, os órgãos ambientais estaduais podem complementar ou eventualmente aplicar padrões mais restritivos. No estado de Pernambuco, os padrões de lançamento de DBO e DQO adotados são variáveis em função da carga orgânica aplicada. A Resolução CONAMA nº 397 de 2008, a partir do parágrafo 7, estabelece que o parâmetro de nitrogênio amoniacal não seja aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Segundo Oliveira (2006), observa-se uma tendência dos países em desenvolvimento de importar os padrões de qualidade adotados pelos países desenvolvidos. Porém, tais países encontram-se em estágio muito diferenciado quanto aos problemas ambientais. A maioria já resolveu problemas básicos de poluição aquática e se encontra em fase de aprimoramento quanto ao controle de micro poluentes. Enquanto que nos países em desenvolvimento a situação é bastante diferente, onde em geral, os esgotos domésticos não recebem nenhuma forma de tratamento antes de serem lançados nos corpos d'água.

Estudos envolvendo análises estatísticas de desempenho de sistemas de tratamento, o desenvolvimento de métodos para a introdução de conceitos de confiabilidade no projeto e/ou operação de estações de tratamento de esgotos, tem sido empregados e recomendados por vários autores para avaliação do processo de tratamento (Naval e Wanderley, 2000; Metcalf e Eddy 2003; Oliveira, 2006).

A confiabilidade de um sistema é a probabilidade de se obter um desempenho adequado por um período específico de tempo sob determinadas condições. Em termos de desempenho de uma ETE, a confiabilidade é a porcentagem de tempo em que se consegue cumprir os padrões de lançamento de efluentes. Devido às variações na qualidade do efluente tratado, a estação de tratamento deve ser projetada para produzir um efluente com concentração média abaixo dos padrões de lançamento (Oliveira, 2007).

Niku *et al.* (1979) desenvolveram um método que relaciona a concentração média do constituinte com os valores limites a serem cumpridos, baseando-se em análises probabilísticas. Assim, pode-se determinar uma concentração média que garanta que a concentração do efluente estará abaixo de certo valor, com um determinado nível de confiabilidade.

Este método foi utilizado neste trabalho, para determinar os coeficientes de confiabilidade da tecnologia de tratamento em estudo (reator UASB seguido de lagoa de polimento), estimando assim a confiabilidade da estação de tratamento.

4.2 Objetivo

O presente capítulo teve como objetivo analisar a confiabilidade da tecnologia de tratamento em estudo, através: (i) do cálculo do percentual de atendimento da ETE aos parâmetros da legislação; (ii) do cálculo do coeficiente de confiabilidade; (iii) das concentrações desejadas dos constituintes para que a ETE atenda aos padrões de lançamento.

4.3 Metodologia

4.3.1 Cálculo do percentual de atendimento aos padrões de lançamento

Para o cálculo do percentual de atendimento aos padrões de lançamento da ETE Mangueira, primeiramente foram fixadas metas para o efluente do UASB e o efluente global da ETE. Os constituintes efluentes selecionados para estudo foram: (a) no UASB: DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta, DQO filtrada e SST; (b) na lagoa de polimento: DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta, DQO filtrada, coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal, fósforo e SST. As metas adotadas seguiram valores das legislações estaduais brasileiras e a WHO (1989), conforme mostrado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Metas adotadas como padrões de lançamento para os diversos constituintes.

Unidade de tratamento	Constituintes estudados	Meta adotada	Legislações de referência
Reator UASB	DBO total	60 mg/L	Paraíba (1988), Santa Catarina (1981), Minas Gerais (1986).
	DQO total	90 mg/L	Minas Gerais (1986)
	SST	60 mg/L	Minas Gerais (1986)
Lagoa de polimento	DBO total	60 mg/L	Paraíba (1988), Santa Catarina (1981), Minas Gerais (1986).
	DQO total	90 mg/L	Minas Gerais (1986)
	SST	60 mg/L	Minas Gerais (1986)
	Coliformes termotolerantes	1,00x 10 ³ NMP/100 mL	WHO (1989)
	Nitrogênio amoniacal	10 mg/L	Paraíba (1988), Rio de Janeiro (1994), Rio Grande do Sul (1989), Santa Catarina (1981).
	Fósforo	1 mg/L	

Para cada uma das seis fases operacionais, foi calculado, a partir da distribuição de frequência, o percentual de dados de concentração do efluente que se encontraram dentro do padrão de lançamento (meta adotada).

4.3.2 Cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC) e das concentrações médias para atendimento as metas de lançamento

A equação de confiabilidade apresentada por Niku *et al.* (1979) permite estimar a confiabilidade das estações de tratamento, isto é, a fração de tempo que o efluente não excede o padrão de referência previamente fixado.

O coeficiente de confiabilidade relaciona valores das concentrações médias ao padrão de lançamento a ser alcançado em uma base probabilística. Por exemplo, se um padrão de 60 mg/L deve ser cumprido em 90% do tempo, a ETE deve ser projetada e/ou operada para gerar um efluente com concentração média (m_x), de forma a atender o padrão de lançamento determinado ou a meta adotada, mesmo com variabilidade operacional.

Os coeficientes de confiabilidade foram calculados segundo a metodologia apresentada por Niku *et al.* (1979). A primeira etapa consistiu em determinar o coeficiente de variação (CV) dos constituintes (equação 4.1) e calcular variável normal central reduzida $Z_{1-\alpha}$ para os níveis de confiabilidade de 80, 90, 95 e 99% (equação 4.2).

O coeficiente de variação foi obtido a partir da divisão do desvio padrão pela média da distribuição.

$$CV = \sigma_x / \mu_x \quad (4.1)$$

Onde:

CV= coeficiente de variação

σ_x = desvio padrão

μ_x = média da distribuição

A variável normal central reduzida ($Z_{1-\alpha}$) foi calculada através da equação (4.2):

$$Z_{\alpha-1} = \frac{\ln X_s - \left[\ln \mu_x - \frac{1}{2} \ln(1 + CV_x^2) \right]}{\sqrt{\ln(1 + CV_x^2)}} \quad (4.2)$$

Onde:

$Z_{1-\alpha}$ = variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência $(1-\alpha)$

X_s = meta ou padrão fixado por legislação

Na etapa seguinte, os coeficientes de confiabilidade foram calculados, através da equação (4.3), para os constituintes estudados.

$$CDC = \sqrt{CV^2 + 1} \cdot \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (4.3)$$

Onde:

CDC = coeficiente de confiabilidade

Com os valores dos coeficientes de confiabilidade obtidos foi possível a determinação de valores de projetos e/ou operação necessários para o efluente atingisse as metas adotadas utilizando a equação (4.4).

$$m_x = (CDC) \cdot X_s \quad (4.4)$$

Onde:

m_x = concentração média do constituinte;

Todo o procedimento foi realizado para os constituintes apresentados na Tabela 4.1 nas seis fases operacionais.

4.4 Resultados e discussões

Para a análise da confiabilidade da ETE Mangueira, os constituintes efluentes selecionados para estudo foram: (a) no UASB: DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta, DQO filtrada e SST; (b) na lagoa de polimento: DBO bruta, DBO filtrada, DQO bruta, DQO filtrada, coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal, fósforo e SST.

4.4.1 Cálculo do percentual de atendimento aos padrões de lançamento

As Figuras 4.1 a 4.7 mostram o percentual de atendimento aos padrões de lançamento dos constituintes para as metas adotadas da Tabela 4.1.

O percentual de atendimento de DBO total foi bastante satisfatório nas três primeiras fases, alcançando índice de 99% de atendimento para o reator UASB. Porém a partir da fase 3, o percentual de atendimento caiu significativamente devido a perda de sólidos com o efluente do reator (Figura 4.1). Importante ressaltar que a queda da eficiência do sistema nas últimas três fases não foi falha do processo de digestão anaeróbia e sim devido a contabilização dos sólidos como matéria orgânica. Para a lagoa de polimento, o parâmetro de DBO total não é significativo pois contabiliza a massa algal como matéria orgânica. Sendo assim, a eficiência biológica, que considera a entrada (afluente) total e a saída (efluente) filtrada, é mais representativa.

A qualidade da operação da ETE Mangueira foi determinante para a obtenção do percentual de atendimento aos padrões de lançamento, considerando a eficiência biológica do sistema. Nas fases em que a operação foi considerada satisfatória (fases 2, 4 e 5) observou-se percentuais de atendimento acima de 90% para DBO filtrada na lagoa de polimento (Figura 4.2). Na fase 3, onde a operação foi precária, o reator UASB e a lagoa de polimento apresentaram menor percentual de atendimento aos padrões de lançamento, quando comparados com as outras fases. O percentual de atendimento foi de apenas 63% para o reator UASB e de 72% para o efluente final da ETE. A fase 6, mesmo com operação precária, curiosamente apresentou um alto nível de confiabilidade, em relação à DBO filtrada, para o efluente final da ETE. A fase 1 não possuiu dados de DBO filtrada para análise.

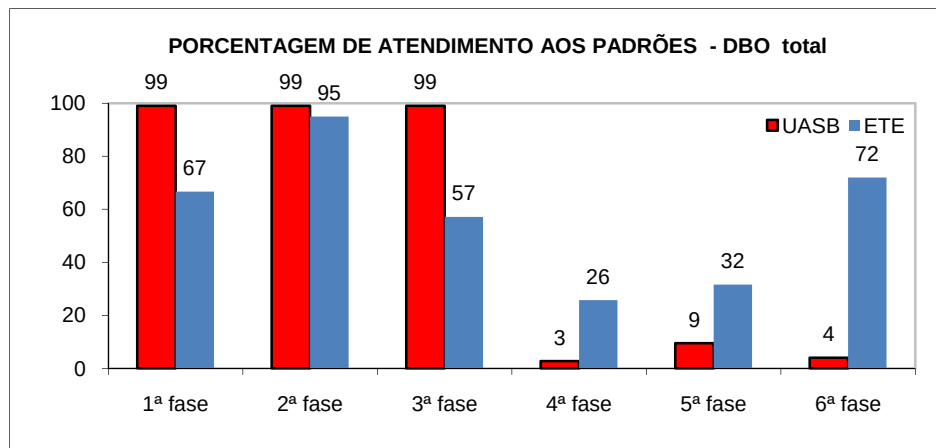


Figura 4.1: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DBO total.

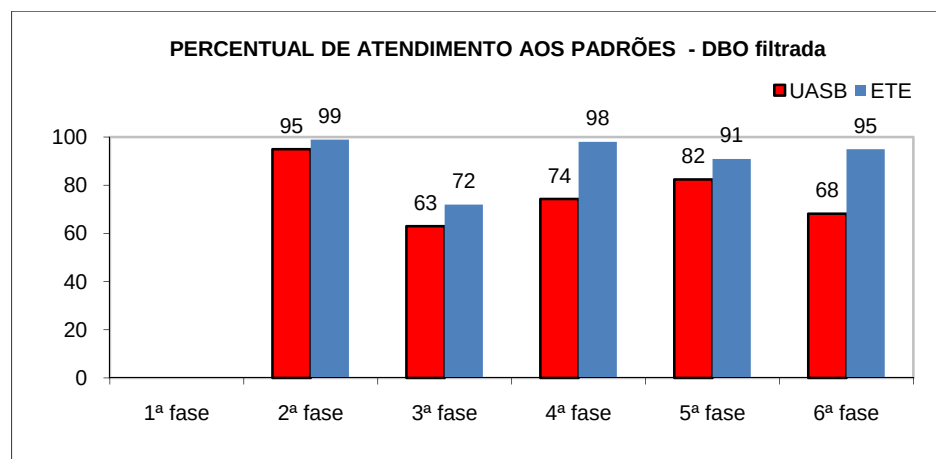


Figura 4.2: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DBO filtrada.

Em relação à DQO total (Figura 4.3), o percentual de atendimento foi muito menor quando comparado com os valores de DBO total. Tal diferença pode ter ocorrido devido ao teste de DQO contabilizar frações de material não biodegradável presente no efluente do reator UASB devido à perda de sólidos da biomassa.

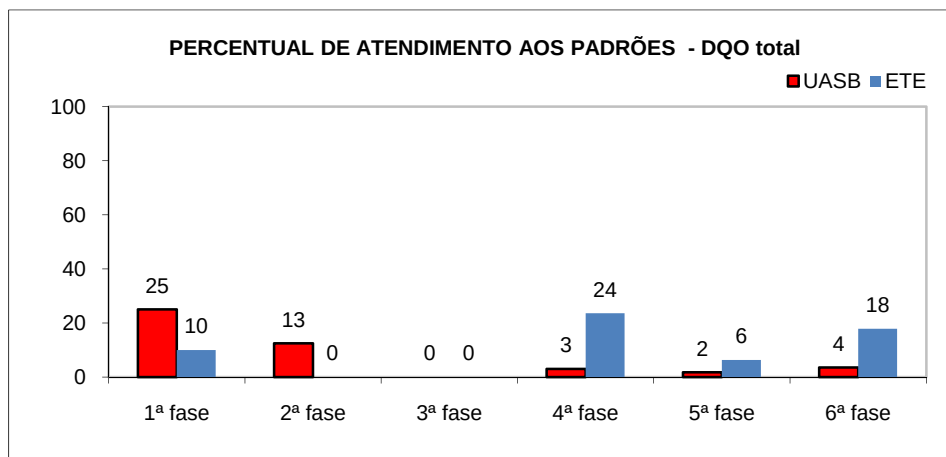


Figura 4.3: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DQO total.

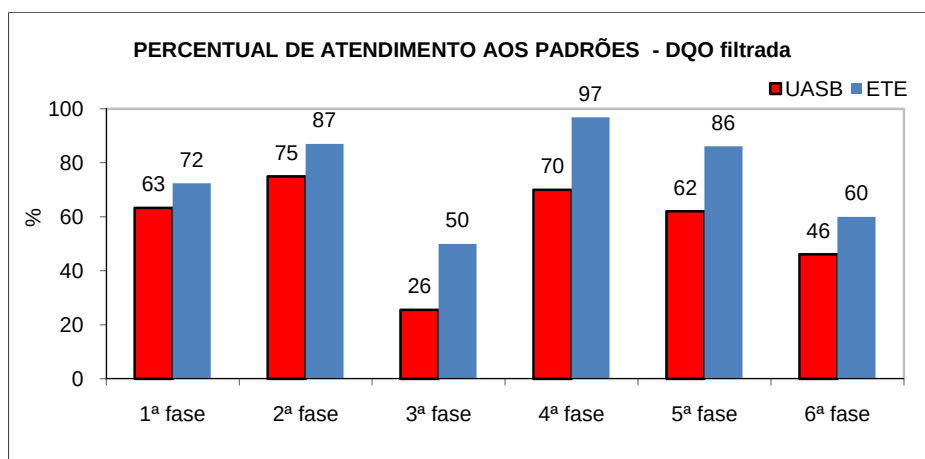


Figura 4.4: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação à DQO filtrada.

Nas fases de operação satisfatória (fases 2, 4 e 5) o percentual de atendimento à DQO filtrada também foi alto, atingindo o índice de 97% de atendimento na fase 4. A necessidade de adaptação e crescimento da biomassa impediu melhores desempenhos na fase 1.

Quando a ETE foi mal operada (fases 3 e 6), baixos percentuais de atendimento foram obtidos. Os percentuais de atendimento do efluente final da ETE foram de apenas 50 e 60% para as referidas fases, respectivamente, mostrando a influência da qualidade operacional no desempenho da ETE.

Nas Figuras 4.2 e 4.4 pode-se também notar a importante remoção adicional de matéria orgânica da lagoa de polimento, elevando o percentual de atendimento da ETE aos padrões de lançamento de DBO filtrada e DQO filtrada em todas as fases operacionais.

Em virtude da baixa eficiência de remoção de SST no reator UASB em todas as fases estudadas, os percentuais de atendimento aos padrões de SST foram muito baixos. Na Figura 4.3, pode-se observar uma queda no percentual de atendimento de SST no reator UASB entre as quatro primeiras fases. A ausência de rotina de descarga de lodo de excesso provocou a perda de sólidos e influenciou a qualidade do efluente do reator UASB. Em relação à lagoa de polimento, a massa algal aumentou a concentração de SST no efluente e prejudicou o alcance da meta de lançamento. O percentual de atendimento de SST no efluente final não ultrapassou o índice de 50%.

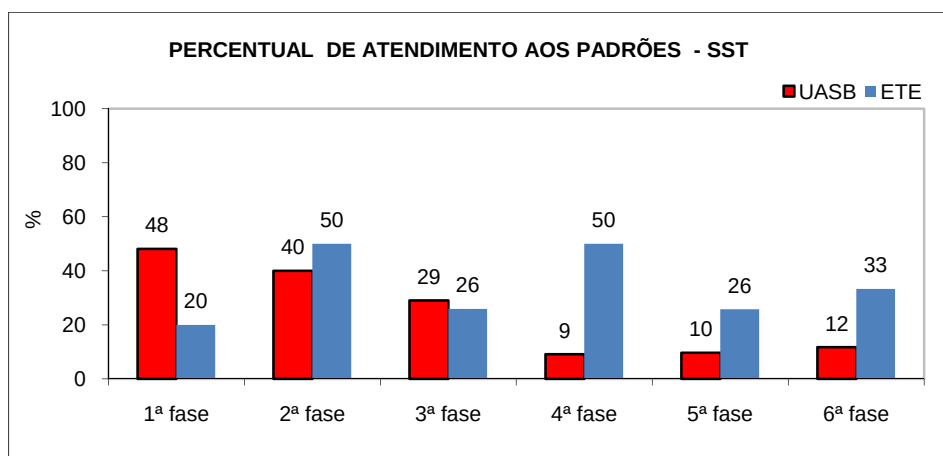


Figura 4.5: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação aos SST.

A lagoa de polimento da ETE Mangueira não apresentou boa remoção de coliformes termotolerantes. Na Figura 4.4 pode-se observar que não houve atendimento aos padrões de em nenhuma fase operacional, com exceção da fase 4, onde o percentual de atendimento foi de apenas 11%. Os principais fatores que prejudicaram o desempenho da lagoa de polimento na remoção de coliformes termotolerantes foram: carga orgânica aplicada, o TDH reduzido e a profundidade excessiva.

Precauções devem ser tomadas quanto ao uso deste efluente para reúso hidro-agrícola, pois o efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira não atende o padrão de lançamento de coliformes termotolerantes para irrigação irrestrita (WHO, 1989).

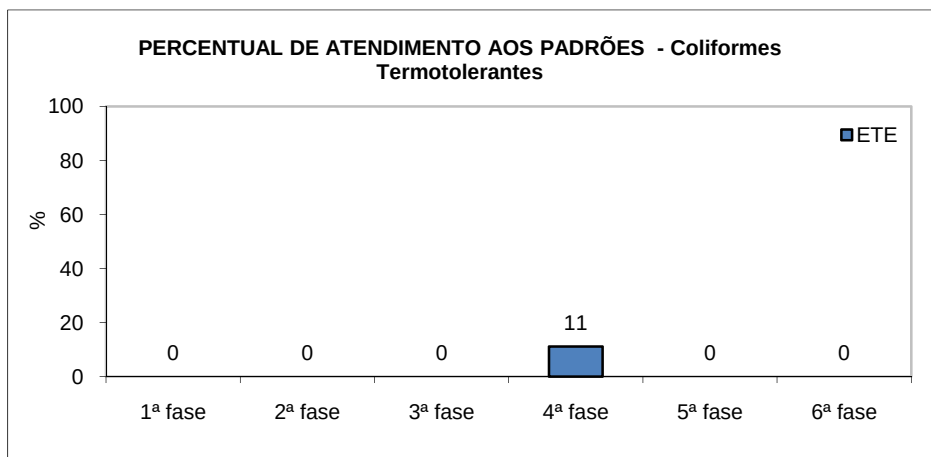


Figura 4.6: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação aos coliformes termotolerantes.

Os nutrientes, nitrogênio e fósforo, também apresentaram concentrações médias efluentes muito acima das concentrações de projeto/operação, gerando baixos percentuais de atendimento. O baixo pH na lagoa de polimento impediu o processo de volatilização da amônia e a precipitação dos sais insolúveis de fosfato.

A remoção de nitrogênio ocorreu, provavelmente, através da incorporação da biomassa algal e não por volatilização. Quando foi observado aumento no pH da lagoa de polimento, verificou-se também redução na concentração efluente de nitrogênio amoniacal. O percentual de atendimento variou entre as fases operacionais, como pode ser observado na Figura 4.5.

Em relação à remoção de fósforo, a lagoa de polimento da ETE Mangueira foi ineficiente. Nas cinco primeiras fases operacionais, não houve nenhuma amostra que atendesse o padrão de lançamento adotado. Na fase 6 houve um percentual de atendimento de apenas 10%.

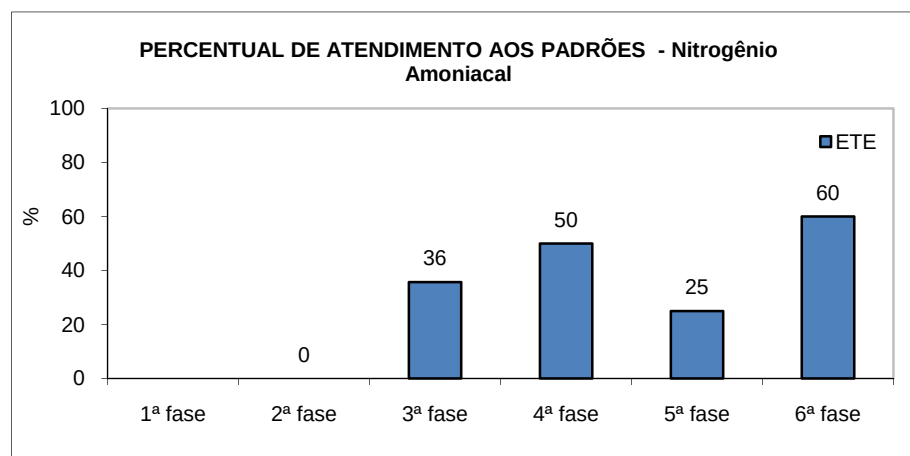


Figura 4.7: Percentual de atendimento aos padrões de lançamento em relação ao nitrogênio amoniacal.

4.4.2 Coeficientes de confiabilidade (CDC) e concentrações médias para atendimento as metas de lançamento

Os valores de CDC encontrados foram calculados considerando o coeficiente de variação (CV) dos constituintes estudados para os níveis de confiabilidade de 80, 90, 95 e 99%. A Tabela 4.2 mostra os CVs obtidos, separados por fases operacionais e também para todo o período de monitoramento.

Os valores dos CVs para o parâmetro de *E. coli* foram maiores que os observados para os outros parâmetros, indicando uma instabilidade na eficiência de remoção deste constituinte. Esta instabilidade foi verificada pela baixa eficiência alcançada, onde a remoção foi no máximo de duas unidades logarítmicas. Como consequência dos maiores valores de CV, o parâmetro de *E. coli* teve os menores coeficientes de confiabilidade, para os níveis de confiabilidade de 95 e 99%. Para os demais parâmetros, os valores de CV foram próximos, indicando menor variação entre os resultados obtidos.

Tabela 4.2: Coeficientes de variação para as seis fases operacionais.

Parâmetros		Coeficiente Variação (CV)						
		1ª fase (n=35)	2ª fase (n=24)	3ª fase (n=57)	4ª fase (n=168)	5ª fase (n=114)	6ª fase (n=32)	Todas as fases (n=430)
Reator UASB	DBO total	0,45	0,29	0,42	0,40	0,44	0,44	0,48
	DBO filtrada	---	0,34	0,57	0,40	0,46	0,42	0,45
	DQO total	0,42	0,28	0,32	0,39	0,40	0,44	0,42
	DQO filtrada	0,51	0,24	0,44	0,63	0,37	0,47	0,53
	SST	0,50	0,66	0,54	0,59	0,54	0,53	0,60
Lagoa de polimento	DBO total	0,57	0,33	0,86	0,65	0,54	0,44	0,65
	DBO filtrada	---	0,34	0,67	0,65	0,79	0,76	0,74
	DQO total	0,32	0,26	0,46	0,43	0,45	0,78	0,51
	DQO filtrada	0,57	0,59	0,70	0,55	0,44	0,48	0,69
	<i>E. coli</i>	0,72	1,45	0,99	4,51	3,36	1,24	3,77
	N-NH ₃	---	0,31	0,70	0,59	0,40	0,27	0,68
	P	---	0,21	---	1,85	0,38	0,67	0,53
	SST	0,34	0,35	0,68	0,83	0,46	0,78	0,65

n= número de coletas

As Tabelas 4.3 a 4.9 mostram os resultados obtidos dos coeficientes de confiabilidade e das concentrações médias de projeto e/ou operação que deveriam ser alcançadas.

A interpretação das tabelas acima citadas é feita da seguinte forma: para um nível de confiabilidade de 80%, obteve-se um CDC de 0,75 para o parâmetro de DQO filtrada no reator UASB. Com este valor de CDC, a ETE Mangueira deveria ter sido operada para obter uma concentração média de DQO filtrada de 67 mg/L, de forma a garantir um nível de confiabilidade de 80%, ou seja, para garantir que em 80% do tempo de operação, os resultados alcancem a meta adotada. Na parte inferior da tabela, pode-se observar a concentração média real obtida.

A partir da análise das Tabelas 4.2 a 4.9, observou-se que foi grande a variabilidade dos coeficientes de variação e de confiabilidade entre as fases operacionais e os constituintes estudados. Para níveis de confiabilidade altos, os valores do coeficiente de variação variam inversamente com os valores do CDC, conforme observado por Oliveira (2006). Desta forma,

a concentração de projeto será mais próxima da meta ou padrão de lançamento adotado. Tal fato implica numa operação mais rigorosa e estável, não permitindo grandes variações nas concentrações efluentes das unidades de tratamento.

Oliveira (2007) destaca que baixos valores de CV e altos valores de CDC, não implicam em bons desempenhos, mas apenas uma condição mais estável de operação. Pequenos valores de CDC implicam em menores valores de concentração efluentes de projetos necessários para o cumprimento dos padrões de lançamento.

A concentração média obtida de DBO filtrada foi mais próxima da concentração de projeto/operação nas fases em que a ETE Mangueira foi bem operada. Nestas fases, o nível de confiabilidade foi acima de 90%, alcançando 99% na fase 2. Em relação à DBO total, no reator UASB, apenas as fases 1, 2 e 3 apresentaram concentrações médias obtidas próximas às concentrações médias de projeto. Para todos os outros parâmetros, as concentrações médias obtidas foram bem superiores às concentrações de projeto/operação para os níveis de confiabilidade calculados. A partir dos dados das concentrações obtidas, níveis de confiabilidade mais baixos foram calculados.

Tabela 4.3: Valores dos coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 1.

1ª Fase (Operação pública)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,76	---	0,77	0,75	0,75	0,74	---	0,81	0,74	0,72	---	---	0,80
90	0,63	---	0,65	0,61	0,61	0,58	---	0,70	0,58	0,54	---	---	0,69
95	0,54	---	0,56	0,51	0,52	0,48	---	0,63	0,48	0,43	---	---	0,61
99	0,40	---	0,42	0,37	0,37	0,33	---	0,51	0,34	0,28	---	---	0,49
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	46	---	69	67	45	44	---	73	66	7,16x10 ²	---	---	48
90	38	---	58	54	37	35	---	63	53	5,39x10 ²	---	---	41
95	32	---	50	46	31	29	---	57	43	4,27x10 ²	---	---	37
99	24	---	38	33	22	20	---	46	30	2,75x10 ²	---	---	29
Concentração média obtida (mg/L)	29	---	127	85	66	43	---	68	154	8,95x10 ⁴	---	---	104

*NMP/100 mL

Tabela 4.4: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 2.

2ª Fase (Operação privada)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,82	0,80	0,82	0,84	0,72	0,81	0,80	0,83	0,73	0,72	0,81	0,86	0,79
90	0,72	0,69	0,73	0,76	0,55	0,70	0,69	0,74	0,58	0,45	0,71	0,78	0,68
95	0,65	0,61	0,66	0,70	0,45	0,62	0,62	0,67	0,47	0,31	0,64	0,73	0,60
99	0,53	0,49	0,55	0,60	0,30	0,50	0,49	0,57	0,33	0,15	0,52	0,63	0,48
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	46	48	72	76	43	42	48	68	66	7,19x10 ²	8	0,86	48
90	39	41	63	69	33	31	42	56	52	4,50x10 ²	7	0,78	41
95	34	37	56	63	27	23	37	48	43	3,06x10 ²	6	0,73	36
99	26	29	45	54	18	14	30	36	29	1,48x10 ²	5	0,63	29
Concentração média obtida (mg/L)	34	28	133	84	83	27	21	150	97	2,00x10 ⁴	35	4	65

*NMP/100 mL

Tabela 4.5: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 3.

3ª Fase (Operação mista)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,77	---	0,81	0,77	0,74	0,71	0,72	0,76	0,72	0,70	0,72	---	0,72
90	0,65	---	0,70	0,64	0,60	0,51	0,55	0,63	0,54	0,49	0,54	---	0,55
95	0,56	---	0,62	0,55	0,50	0,39	0,44	0,53	0,43	0,36	0,43	---	0,44
99	0,43	---	0,50	0,41	0,35	0,23	0,29	0,40	0,28	0,21	0,28	---	0,29
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	46	---	72	69	45	42	43	68	65	7,02x10 ²	7	---	43
90	39	---	63	57	36	31	33	56	49	4,89x10 ²	5	---	33
95	34	---	56	49	30	23	27	48	39	3,62x10 ²	4	---	26
99	26	---	45	37	21	14	18	36	25	2,07x10 ²	3	---	17
Concentração média obtida (mg/L)	31	---	202	114	79	107	58	213	124	4,07x10 ⁴	24	---	84

*NMP/100 mL

Tabela 4.6: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 4.

4ª Fase (Operação pública)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,78	0,78	0,78	0,73	0,73	0,72	0,72	0,77	0,74	1,06	0,73	0,75	0,71
90	0,66	0,66	0,67	0,56	0,58	0,56	0,56	0,64	0,59	0,49	0,58	0,44	0,51
95	0,57	0,57	0,58	0,46	0,47	0,45	0,45	0,55	0,49	0,26	0,47	0,28	0,40
99	0,44	0,44	0,45	0,31	0,33	0,30	0,30	0,42	0,34	0,08	0,33	0,12	0,24
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	47	47	71	65	44	43	43	69	67	1,06x10 ³	7	---	42
90	40	40	60	51	35	33	33	58	53	4,91x10 ²	6	---	31
95	34	34	52	41	28	27	27	50	44	2,60x10 ²	5	---	24
99	27	26	41	28	20	18	18	37	31	7,89x10 ¹	3	---	14
Concentração média obtida (mg/L)	142	50	194	73	131	88	29	134	50	5,42x10 ⁵	11	---	70

*NMP/100 mL

Tabela 4.7: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 5.

5ª Fase (Operação mista)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,77	0,76	0,78	0,79	0,74	0,74	0,71	0,76	0,77	0,92	0,78	0,79	0,76
90	0,64	0,63	0,66	0,67	0,60	0,60	0,52	0,63	0,64	0,46	0,66	0,67	0,63
95	0,55	0,53	0,57	0,59	0,50	0,50	0,41	0,54	0,55	0,26	0,57	0,59	0,53
99	0,41	0,40	0,44	0,46	0,35	0,35	0,25	0,40	0,41	0,09	0,44	0,46	0,39
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	46	46	70	71	45	45	43	69	69	9,25x10 ²	8	0,79	46
90	38	38	59	61	36	36	31	57	57	4,61x10 ²	7	0,67	38
95	33	32	52	53	30	30	24	49	49	2,59x10 ²	6	0,59	32
99	25	24	40	42	31	31	15	36	37	8,80x10 ¹	4	0,46	24
Concentração média obtida (mg/L)	128	44	223	81	125	93	27	173	64	1,46x10 ⁶	20	6	90

*NMP/100 mL

Tabela 4.8: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas na fase 6.

6ª Fase (Operação pública)

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,77	0,77	0,77	0,76	0,74	0,77	0,71	0,71	0,76	0,71	0,83	0,72	0,71
90	0,64	0,65	0,64	0,62	0,60	0,64	0,53	0,52	0,62	0,46	0,74	0,55	0,53
95	0,55	0,56	0,55	0,53	0,50	0,55	0,41	0,41	0,52	0,33	0,67	0,44	0,41
99	0,41	0,42	0,41	0,39	0,35	0,41	0,26	0,26	0,38	0,17	0,56	0,29	0,26
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	46	46	69	68	45	46	43	64	43	7,07x10 ²	8	0,72	43
90	38	39	57	56	36	38	32	47	32	4,62x10 ²	7	0,55	32
95	33	33	49	48	30	33	25	37	25	3,26x10 ²	7	0,44	25
99	25	25	37	35	21	25	16	23	16	1,69x10 ²	6	0,29	15
Concentração média obtida (mg/L)	115	54	219	107	140	55	28	197	85	3,26x10 ⁶	10	2	115

*NMP/100 mL

Tabela 4.9: Valores de coeficientes de confiabilidade, concentrações médias a serem alcançadas e concentrações médias reais obtidas em todo o período monitorado.

Todas as fases

Nível confiabilidade (%)	Coeficiente de Confiabilidade												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i>	N-NH ₃	P	SST
80	0,76	0,76	0,77	0,74	0,73	0,72	0,71	0,75	0,72	0,97	0,72	0,75	0,72
90	0,62	0,63	0,65	0,60	0,57	0,56	0,53	0,61	0,55	0,47	0,55	0,60	0,56
95	0,52	0,54	0,56	0,50	0,47	0,45	0,42	0,51	0,43	0,26	0,44	0,50	0,45
99	0,38	0,41	0,43	0,36	0,32	0,30	0,27	0,37	0,28	0,08	0,29	0,36	0,30
Nível confiabilidade (%)	Concentração média de projeto/operação que deveria ser alcançada (mg/L)												
	Reator UASB					Lagoa de polimento							
	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	SST	DBO total	DBO filtrada	DQO total	DQO filtrada	<i>E. Coli</i> *	N-NH ₃	P	SST
80	45	46	70	67	44	43	43	67	65	1,00x10 ³	7	0,75	43
90	37	38	58	54	34	33	32	55	49	5,00x10 ²	5	0,60	33
95	31	33	50	45	28	27	25	46	39	3,00x10 ²	4	0,50	27
99	23	24	38	32	19	18	16	33	25	8,00x10 ¹	3	0,36	18
Concentração média obtida (mg/L)	125	47	197	86	117	83	29	161	69	8,58x10 ⁵	17	4	84

*NMP/100 mL

Tabela 4.10: Resumo dos níveis de confiabilidade da ETE Mangueira.

Parâmetros	Fase 1 N= 35	Fase 2 N= 24	Fase 3 N= 57	Fase 4 N= 168	Fase 5 N= 114	Fase 6 N= 23	Todas as fases
	Operação pública	Operação privada	Operação mista	Operação pública	Operação mista	Operação pública	---
DBO bruta (%)	80	99	30	30	20	60	40
DBO filtrada (%)	---	99	60	90	90	90	90
DQO bruta (%)	80	10	10	20	10	20	10
DQO filtrada (%)	70	50	40	90	80	60	70
<i>E. Coli</i> (%)	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
N-NH ₃ (%)	---	< 10	10	50	< 10	50	30
Fósforo (%)	---	< 10	---	---	< 10	20	< 10
SST (%)	< 10	50	40	50	20	20	40

Na Tabela 4.10 são apresentados os níveis de confiabilidade obtidos para a ETE Mangueira. Pode-se constatar que para a remoção de matéria orgânica solúvel, a ETE obteve altos índices de confiabilidade. No entanto, para a remoção de matéria orgânica bruta os níveis de confiabilidade não foram satisfatórios, com exceção da fase 1 e 2. Baixos níveis de confiabilidade também foram observados para os nutrientes, coliformes termotolerantes e SST.

Von Sperling e Chernicharo (2000) avaliaram o desempenho de 32 processos de tratamento mais comumente utilizados no mundo e concluíram que a maioria deles é capaz de alcançar valores razoáveis de qualidade de efluente, considerando os parâmetros de DBO, DQO e algumas vezes, SST. No entanto, para nitrogênio amoniacal, coliformes termotolerantes e principalmente fósforo, somente uma faixa limitada de tecnologias de tratamento consegue gerar um efluente compatível com os padrões de lançamento existentes.

Oliveira (2006) avaliou 208 ETEs dos estados de Minas Gerais e São Paulo, compreendendo 21 processos de tratamento. O estudo teve como enfoque principal o desempenho das tecnologias de tratamento, considerando o alcance a diversas metas de lançamento, a variabilidade e a confiabilidade do sistema. Os resultados mostraram que a maioria absoluta das ETEs, de todas as modalidades, apresentou condições instáveis de operação, o que implicou na incapacidade de atendimento aos padrões de lançamento de efluentes.

A análise de confiabilidade complementou os dados sobre a avaliação das unidades de tratamento (Capítulo 3) e gerou informações que podem ser utilizadas por projetistas em futuros projetos, tomando como base dados locais e também por operadores de ETEs, no desempenho das unidades de tratamento e na flexibilidade operacional.

4.5 Conclusões

Percentual de atendimento aos padrões de lançamento

- A qualidade da operação da ETE Mangueira foi determinante para a obtenção do percentual de atendimento aos padrões de lançamento, principalmente na remoção de matéria orgânica, quando considerado a eficiência biológica do sistema. Nas fases em que a operação foi considerada satisfatória observou-se percentuais de atendimento acima de 90% para DBO filtrada no efluente na lagoa de polimento.
- A lagoa de polimento promoveu uma importante remoção adicional de matéria orgânica, elevando o percentual de atendimento da ETE aos padrões de lançamento de DBO filtrada e DQO filtrada em todas as fases operacionais.
- O baixo percentual de atendimento de SST foi devido à ausência de uma rotina de descarte de lodo de excesso, que provocou a perda de sólidos e influenciou a qualidade do efluente do reator UASB. Em relação à lagoa de polimento, a massa algal aumentou a concentração de SST no efluente e prejudicou o alcance da meta de lançamento.
- A lagoa de polimento da ETE Mangueira não apresentou boa remoção de coliformes termotolerantes. O padrão de lançamento não foi alcançado em nenhuma fase operacional, com exceção da fase 4, onde o percentual de atendimento foi de apenas 11%. Os principais fatores que prejudicaram o desempenho da lagoa de polimento na remoção de coliformes termotolerantes foram: a carga orgânica aplicada, o TDH reduzido e a profundidade excessiva.

- Precauções devem ser tomadas quanto ao uso deste efluente para reúso hidro-agrícola, pois o efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira não atende o padrão de lançamento de coliformes termotolerantes para irrigação irrestrita.
- Os nutrientes, nitrogênio e fósforo, também apresentaram baixos percentuais de atendimento. O baixo pH na lagoa de polimento impediu o processo de volatilização da amônia e a precipitação dos sais insolúveis de fosfato.
- Em relação ao fósforo, não houve nenhuma amostra que atendesse o padrão de lançamento adotado nas cinco primeiras fases operacionais. Um percentual de atendimento de apenas 10% foi observado na fase 6.

Coeficientes de confiabilidade (CDC) e concentrações médias para atendimento as metas de lançamento

- Os coeficientes de variação e de confiabilidade apresentaram grande variabilidade entre as fases operacionais e os constituintes estudados. Um menor coeficiente de confiabilidade implica numa operação de ETE mais rigorosa e estável, não permitindo grandes variações nas concentrações efluentes das unidades de tratamento.
- Baixos valores de coeficiente de variação e consequentemente altos valores de coeficiente de confiabilidade, não implicam em bons desempenhos, mas apenas uma condição mais estável de operação. Pequenos valores de coeficiente de confiabilidade implicam em menores valores de concentração efluentes de projetos necessários para o cumprimento dos padrões de lançamento.
- Nas fases em que a ETE Mangueira foi bem operada, altos níveis de confiabilidade foram observados para a remoção de matéria orgânica solúvel, com índices acima de 90%, alcançando 99% na fase 2. Para a matéria orgânica bruta, com exceção da fase 1 e 2, foram encontrados baixos níveis de confiabilidade, evidenciando a redução da eficiência devido a perda de sólidos com efluente do reator UASB.

- Para os parâmetros de SST, nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes termotolerantes, as concentrações médias obtidas foram bem superiores as concentrações de projeto/operação para os níveis de confiabilidade calculados, gerando níveis de confiabilidade baixos.
- Importante ressaltar que os resultados apresentados de análise de confiabilidade não indicam o potencial da tecnologia de tratamento empregada, uma vez que a tecnologia pode alcançar desempenhos superiores, mas a influência direta dos problemas de projeto e operação no desempenho do sistema.

Capítulo 5: Estudo dos problemas operacionais

5.1 Introdução

A aplicação de sistemas anaeróbios, especialmente reatores UASB, no tratamento de esgoto doméstico tem crescido com maturidade e vem ocupando uma posição de destaque em muitos países em desenvolvimento, devido às condições favoráveis de temperatura (Foresti, 2002).

No entanto, apesar das grandes vantagens e da ampla aplicação, os reatores UASB possuem problemas operacionais ainda não completamente resolvidos. Se estas limitações não forem estudadas e corrigidas, a expansão da aplicação da tecnologia anaeróbia será significativamente prejudicada (Chernicharo *et al.*, 2009).

Ainda segundo Chernicharo *et al.* (1999), os principais objetivos de qualquer sistema de tratamento de esgoto só serão atingidos se o projeto de tratamento for bem concebido, bem detalhado, bem implantado e corretamente operado. Em países como o Brasil, as novas estações de tratamento são usualmente projetadas com base em parâmetros importados de referências estrangeiras. De maneira geral, durante a fase de operação do sistema tais parâmetros podem ser verificados tendo em vista os valores originalmente assumidos durante a fase de projeto. O controle operacional de uma ETE passa a ser de fundamental importância, pois permite a detecção de problemas e sugere a implementação de adaptações no sistema de tratamento.

5.2 Objetivos

O que se pretende neste capítulo é iniciar uma discussão sobre os problemas operacionais ocorridos no período de monitoramento da ETE Mangueira. Assim, os objetivos deste trabalho foram (i) avaliar a operação das unidades de tratamento; (ii) investigar os problemas operacionais ocorridos durante a série histórica de 13 anos de monitoramento e (iii) propor um plano de operação visando a minimização dos problemas operacionais e a otimização no processo de tratamento.

5.3 Metodologia

Os problemas operacionais foram observados durante o período de monitoramento através de investigações de campo. A operação da ETE Mangueira foi distinta entre as fases, como apresentado na Tabela 3.3.

No tratamento preliminar, a velocidade real de escoamento da caixa de areia foi determinada a partir da medição da vazão e a eficiência da caixa de areia foi medida em relação à concentração de sólidos suspensos totais.

No reator UASB, foram coletadas amostras em várias alturas da camada de lodo com a finalidade de traçar um perfil do teor de sólidos fixos e voláteis no interior do reator. Os pontos de coleta foram distribuídos da seguinte forma, a partir do fundo do reator: 0,3 m; 0,8 m; 1,3 m; 1,8 m e 2,3 m. As amostras foram mantidas em temperatura ambiente e transportadas imediatamente para o Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE.

5.4 Resultados e discussões

Nesta seção serão discutidos os problemas operacionais observados durante o período de monitoramento da ETE Mangueira. Na segunda parte será apresentada uma proposta de operação e recomendações que visam a melhoria do desempenho do sistema.

5.4.1 Avaliação da operação das unidades de tratamento

5.4.1.2 Tratamento preliminar: grades de barras

O tratamento preliminar quase sempre é negligenciado no projeto e operação de ETEs, porém é a etapa de fundamental importância para evitar obstruções nas tubulações e problemas no conjunto moto-bomba.

Na ETE Mangueira, o espaçamento de 10 mm entre as grades de barras foi suficiente para impedir grande parte de sólidos grosseiros oriundos da rede coletora. As grades de barras eram limpas manualmente com frequência diária. Os principais resíduos removidos foram embalagens plásticas, preservativos, copos descartáveis, restos de frutas e pontualmente foi encontrada uma sandália plástica retida na grade de barras. Materiais mais leves e de

pequenas dimensões não foram removidos pelas grades de barras e passaram a constituir a camada de espuma na superfície do reator UASB.



Figura 5.1: Principais resíduos encontrados nas grades de barras.

Atualmente há uma tendência de diminuir a abertura dos dispositivos de retenção de material grosseiro. Em projetos elaborados pela SABESP, já são incorporados pelo menos uma peneira de 6 mm, independente do tipo de tratamento empregado posteriormente (Miki, 2010).

Nas ETE's da SANASA em Campinas-SP, o espaçamento entre as barras no gradeamento grosseiro mecanizado foi reduzido de 70 mm para 20 mm, sendo até previsto, em um dos casos, duas grades de barras operando em série, sendo uma manual com abertura de 40 mm e outra mecanizada com abertura de 19 mm. Para o gradeamento fino, o espaçamento entre barras foi reduzido de 10 mm para 3 mm, com a indicação de peneiras mecanizadas (Grandin, 2009).

No Brasil, alguns projetistas vem recomendando a utilização prévia de peneiramento forçado e caixa de gordura no tratamento preliminar dos esgotos para evitar a entrada de sólidos grosseiros e minimizar a formação de espuma. A introdução de peneiras atua como complemento no tratamento preliminar, porém não substitui o gradeamento fino (Miki, 2010).

No entanto, Souza (2006) realizou experimentos com peneiramento forçado (espaçamento de 1 mm entre as barras) no tratamento preliminar e refutou a hipótese de que o

peneiramento do esgoto bruto conseguiria criar condições para minimização da formação e acúmulo de espuma na superfície do reator.

Texeira e Chernicharo (2009) avaliaram a concepção de uma unidade de peneiramento forçado (UPF) no pré-tratamento do esgoto bruto com o objetivo de reduzir o tamanho das partículas de matéria orgânica. A peneira utilizada apresentava uma malha com abertura de 1 mm e o objetivo era forçar a ruptura das partículas através da peneira para acelerar o grau de hidrólise e as taxas de conversões metabólicas no reator anaeróbio. A UPF possibilitou apenas a redução do tamanho das partículas presentes no esgoto bruto, na faixa de 1,8 a 100 μm , mas não influenciou na redução de DQO total do esgoto bruto.

5.4.1.3 Tratamento preliminar: caixa de areia

Velocidade de escoamento

O esgoto bruto apresentou uma grande fração de material inerte. A quebra da tampa de poços de visita e caixas de passagens, e também devido ao fato da grande maioria das ruas dos bairros atendidos não possuírem calçamento, facilitou a entrada de areia na rede coletora. O esgoto bruto apresentou relações de STF/ST de 0,63 e de SSF/SST de 0,32.

A caixa de areia não apresentou eficiência satisfatória durante as seis fases operacionais. A velocidade média de escoamento encontrada em 198 observações foi de 0,58 m/s, com desvio padrão de 0,03. O valor mínimo e máximo foi de 0,47 e 0,70 m/s respectivamente. Nota-se que o menor valor de velocidade de escoamento observado foi muito maior que o valor de projeto ($v = 0,30$ m/s). A alta velocidade de escoamento na caixa de areia ocorreu em todas as fases estudadas, em função da bomba instalada no conjunto elevatório não possuir as características de projeto.

As principais causas da ineficiência da caixa de areia na ETE Mangueira foram: a instalação de bombas na EE com vazão acima do valor de projeto não permitindo uma boa sedimentação da areia na câmara de decantação e a ausência de uma rotina de descarte de areia, ficando a critério do operador o intervalo de limpeza. Tais problemas ocasionaram o arraste de sólidos da câmara de decantação da caixa de areia para dentro do reator UASB.

5.4.1.4 Reatores UASB

Obstrução nas tubulações de entrada e saída dos reatores UASB

Com a passagem de grande quantidade de sólidos pela caixa de areia foram verificadas obstruções nas tubulações de entrada do reator. Tais obstruções ocasionaram uma alimentação desuniforme da vazão dos reatores. Os quatro primeiros reatores (C1, C2, C3 e C4) foram os que tiveram maiores problemas de obstruções por causa do maior acúmulo de areia não removida no tratamento preliminar. Cada reator possuía 9 pontos para a distribuição do afluente através de tubulações verticais (1 ponto/2,25 m² de reator). Segundo Seghezzo *et al.* (1998), uma tubulação de distribuição do efluente com uma área de influência de 3 a 7 m² é suficiente para promover uma boa distribuição do esgoto no fundo do reator.

No entanto, na ETE Mangueira, a obstrução era frequente em vários pontos de distribuição, como pode ser observado na Figura 5.3. A falta de alimentação em alguns pontos provocou zonas mortas no interior do reator UASB.



Figura 5.2: Obstruções nas tubulações de entrada do reator UASB.

Para a saída do efluente foram projetados tubos perfurados submersos. Segundo Foresti *et al.* (2006) o uso de tubos perfurados é uma alternativa promissora porque diminui a perda de sólidos suspensos no efluente e minimiza a emissão de H_2S para a atmosfera causada pela turbulência existente nos canais. Os autores também enfatizam o aumento significativo do material flotante na superfície do reator.

Na ETE Mangueira, a utilização de tubos perfurados submersos não foi aplicada com sucesso. A grande quantidade de material flotante juntamente com a sua não remoção provocou obstruções frequentes nas tubulações. Na Figura 5.4(a) pode-se observar o tubo perfurado após limpeza e nas Figuras 5.4(b) e 5.4(c) o tubo perfurado em operação.

Figura 5.3: Tubos perfurados submersos em operação.



(a) Tubos perfurados após limpeza



(b) e (c) tubos perfurados em operação

Acúmulo de areia nos reatores UASB

A consequência imediata da ineficiência da caixa de areia foi o acúmulo de sólidos inertes no interior do reator, prejudicando fortemente o processo, pois a areia passou a formar zonas mortas, ocupando áreas destinadas à biomassa microbiana e ocasionando a diminuição do volume útil do reator. A partir da fase 4 (aproximadamente 2000 dias de experimento), as tubulações de descarte do lodo estavam obstruídas pelo material inerte depositado no fundo do reator. Então na fase 5, foi dado início ao rodízio para o esvaziamento e limpeza completa dos reatores. O esvaziamento seria feito reator por reator para não haver sobrecarga hidráulica no sistema, porém os recursos disponíveis pela concessionária só permitiram a limpeza de total do reator C1. O reator C3 foi parcialmente limpo e nos demais reatores não foram realizados nenhum procedimento de limpeza. Na figura 5.5 (a) pode-se observar a camada de areia acumulada no interior do reator C3. A camada de areia atingiu 1,5 m de altura, gerando aproximadamente o volume de $30,4 \text{ m}^3$ de areia, correspondendo a 30% do volume útil do reator.

Figura 5.4: Camada de areia no interior do reator UASB.



(a) Camada de areia no interior do reator UASB

(b) Altura útil completamente comprometida

O procedimento de esvaziamento completo dos reatores para limpeza era oneroso e de difícil execução. Após o esgotamento do reator, o operador teria que entrar pela tubulação de inspeção para a retirada manual da areia depositada no fundo do reator. Além do risco para o operador, uma vez que os reatores ao redor estariam em operação, não havia recursos financeiros para a execução do serviço. Então, outra tentativa de desobstruir as tubulações de descarte do lodo foi a utilização de um caminhão jato-sucção que trabalha com um sistema combinado de limpeza por hidrojateamento e sucção por alto vácuo, exercendo uma pressão máxima de até 140 kgf/cm², porém o procedimento não foi realizado com sucesso.

Nas últimas três fases da pesquisa, a maioria das tubulações de descarte do lodo estava completamente obstruída, impossibilitando o descarte do lodo nas tubulações de cotas mais baixas.

Percentual de sólidos fixos e voláteis do lodo

O perfil de sólidos foi determinado em todas as fases operacionais, exceto na fase 6. Na última fase não foi possível realizar a descarga do lodo devido aos problemas de obstruções nas tubulações de saída.

As Tabelas 5.1 a 5.8 mostram o percentual de sólidos fixos e voláteis para os oito reatores UASB. Nas fases 1 a 3 o perfil do lodo foi determinado em função dos sólidos totais e para as fases 4 e 5 em função dos sólidos suspensos.

Em todos os reatores e em todas as fases estudadas o percentual de sólidos fixos foi superior ao percentual de sólidos voláteis, comprovando a entrada e o acúmulo de areia no interior do reator UASB.

Tabela 5.1: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C1

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	65	35	64	36	71	29	57	43	58	42
1,8	71	29	66	34	63	37	57	43	59	41
1,3	63	37	62	38	62	38	57	43	58	42
0,8	81	19	63	37	63	37	57	43	60	40
0,3	66	34	63	37	63	37	57	43	58	42

Tabela 5.2: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C2

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	68	32	63	37	63	37	58	42	61	39
1,8	67	33	62	38	62	38	58	42	61	39
1,3	73	27	63	37	63	37	58	42	61	39
0,8	70	30	62	38	62	38	59	41	61	39
0,3	70	30	63	37	63	37	58	42	61	39

Tabela 5.3: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C3

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	68	32	64	36	63	37	44	56	60	40
1,8	66	34	65	35	67	33	59	41	60	40
1,3	66	34	65	35	64	36	58	42	60	40
0,8	68	32	67	33	70	30	58	42	60	40
0,3	71	29	67	33	71	29	59	41	60	40

Tabela 5.4: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C4

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	70	30	66	34	66	34	56	44	58	42
1,8	70	30	65	35	65	35	56	44	58	42
1,3	69	31	65	35	65	35	56	44	58	42
0,8	72	28	67	33	67	33	56	44	58	42
0,3	69	31	66	34	66	34	56	44	58	42

Tabela 5.5: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C5

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	69	29	66	34	66	34	59	41	55	45
1,8	65	35	65	35	65	35	59	41	55	45
1,3	66	34	65	35	65	35	59	41	55	45
0,8	68	32	65	35	65	35	61	39	55	45
0,3	71	29	67	33	67	33	59	41	55	45

Tabela 5.6: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C6

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	75	25	66	34	66	34	64	36	62	38
1,8	69	31	68	32	68	32	65	35	58	42
1,3	69	31	65	35	65	35	62	38	60	40
0,8	68	32	65	35	65	35	64	36	57	43
0,3	67	33	65	35	65	35	62	38	62	38

Tabela 5.7: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C7

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	69	31	66	34	66	34	61	39	59	41
1,8	72	28	67	33	67	33	56	44	59	41
1,3	73	27	67	33	67	33	62	38	59	41
0,8	70	30	70	30	70	30	63	37	59	41
0,3	70	30	68	32	68	32	56	44	59	41

Tabela 5.8: Percentual de sólidos fixos e voláteis no reator C8

Altura (m)	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	% STF	% STV	% STF	% STV	% STF	% STV	% SSF	% SSV	% SSF	% SSV
2,3	65	35	67	33	67	33	57	43	---	---
1,8	72	28	67	33	67	33	57	43	---	---
1,3	69	31	67	33	67	33	57	43	---	---
0,8	70	30	67	33	67	33	57	43	---	---
0,3	60	40	67	33	67	33	57	43	---	---

Formação e acumulação da espuma

Caracterização visual e estimativa da produção de espuma no decantador do reator UASB

Ao longo do período do monitoramento foi verificada uma camada concentrada e solidificada de espuma na superfície do compartimento de decantação. Acredita-se que a formação dessa camada espessa e solidificada de espuma ocorreu devido à falta de uma frequência de descarga adequada do lodo de excesso dos reatores, onde os flocos de lodo anaeróbio mais leve foram carregados da zona de digestão para a zona decantação, aumentando o teor de SST do efluente do reator e também promovendo o acúmulo de sólidos na camada de espuma. Materiais sólidos não retidos no tratamento preliminar também foram observados na camada de espuma (Figura 5.6).

Segundo Chernicharo (2009) e Foresti (2006), os materiais mais leves e de dimensões pequenas não removidos no tratamento preliminar passam a constituir a camada de espuma que se acumula na superfície do compartimento de decantação e no interior do separador trifásico prejudicando a performance do reator.

Para reatores UASB operados com TDH entre 7 e 9 horas, com velocidade ascensional próxima de 0,50 a 0,71 m/h e área de influência dos tubos de distribuição em torno de 3,1 m², Souza (2006) propôs valores de coeficientes de espuma nos decantadores bastante reduzidos, variando de 0,01 a 0,04 L/kgDQO_{aplicada}.

A estimativa da acumulação de espuma nos reatores UASB da ETE Mangueira foi de 27 L/d, utilizando coeficiente de acumulação de 0,04 L/kgDQO_{aplicada}.



Figura 5.5: Camada de espuma na superfície do reator UASB

Segundo Chernicharo *et al.*, (2009), a taxa de formação e acumulação da espuma depende fortemente do controle de descarte do lodo dos reatores UASB. A não retirada periódica do lodo excedente com a frequência adequada provoca uma maior perda dos sólidos para o compartimento de decantação, ocasionando a elevação da taxa de produção de espuma e a deterioração da qualidade do efluente final.

Outro aspecto importante é que a acumulação de espuma no interior do separador trifásico pode bloquear a passagem natural do gás, ocorrendo o desvio do gás para o compartimento de decantação (Lettinga e Hulshoff Pol, 1991 *apud* Chernicharo, 2009).

A caracterização da espuma produzida em ETE tratando esgoto doméstico na cidade de Belo Horizonte mostrou coeficientes de acumulação entre 0,01 a 0,04 L/kgDQO_{aplicada} e de 0,02 a 0,08 L/kgSST_{aplicados}, para reatores com TDH próximos de 7 a 9 horas e velocidades ascensionais próximas de 0,50 a 0,71 m/h . Com base nestes coeficientes, verificou-se que a espuma acumulada em decantadores do UASB é um resíduo muito concentrado, porém com baixa taxa de acumulação, quando considerado esgotos tipicamente domésticos. (Souza, 2006).

Desta forma, é possível projetar os decantadores de reatores UASB sem retentores de espuma, fazendo com que o material flotante seja descartado com o efluente (Chernicharo, *et al*, 2009). Segundo Souza (2006) o impacto da adoção desta medida na qualidade do efluente final representa um incremento na ordem de 1% nas concentrações de DQO, DBO e SST.

Controle de corrosão

Problemas de corrosão estão associados principalmente a geração de H_2S em processos anaeróbios. A agressividade ao concreto foi observada nas caixas de distribuição de vazão e nos canais de coleta do efluente do reator UASB (Figura 5.7). Nas paredes internas do reator UASB não foram observados sinais de corrosão após 13 anos de operação. Não se obteve informações seguras da COMPESA e nas especificações do projeto da ETE, se foi aplicado algum tipo de proteção durante a construção dos reatores.

Figura 5.6: Ataque ao concreto sobre o nível d'água



(a) Ataque do concreto no canal de coleta dos efluentes dos reatores UASB.



(b) Ataque do concreto na caixa de distribuição de vazão

Em reatores UASB projetados em concreto armado, o controle dos efeitos do ataque ao concreto deve ser feito através da utilização de aditivos (superplastificantes) e adições de sílica ativa, dando características de resistência e durabilidade à estrutura em ambiente agressivo.

Fortunato *et al.* (2001) sugerem a pintura dos reatores com borracha clorada ou epóxi betuminosa. A borracha clorada apresenta baixa resistência aos ácidos graxos vegetais ou animais. A pintura epóxi betuminosa é mais resistente e pode ser aplicada em camadas mais espessas, porém o custo pode inviabilizar a aplicação. Tais procedimentos constituem numa barreira química para as superfícies de concreto expostas em ambientes de média a alta agressividade e impede a ação do ácido sulfúrico sobre as paredes de concreto.

Chernicharo *et al.* (2009) aplicaram o produto Polibrid® nas paredes internas do reator UASB para prevenir problemas de corrosão. Após três anos de operação, nenhum sinal de corrosão foi observado nos reatores. Os autores ressaltaram elevado custo do produto e que a aplicação requer mão de obra especializada.

Controle de surfactantes

Uma grande produção de espuma foi verificada na caixa de passagem do efluente do reator UASB para a lagoa de polimento (Figura 5.8). O efluente do reator UASB é descarregado com elevada turbulência o que favoreceu o aparecimento da espuma. Interessante observar que não foi observada a produção de espuma em todas as fases operacionais, mas apenas nas duas primeiras fases do período do monitoramento.

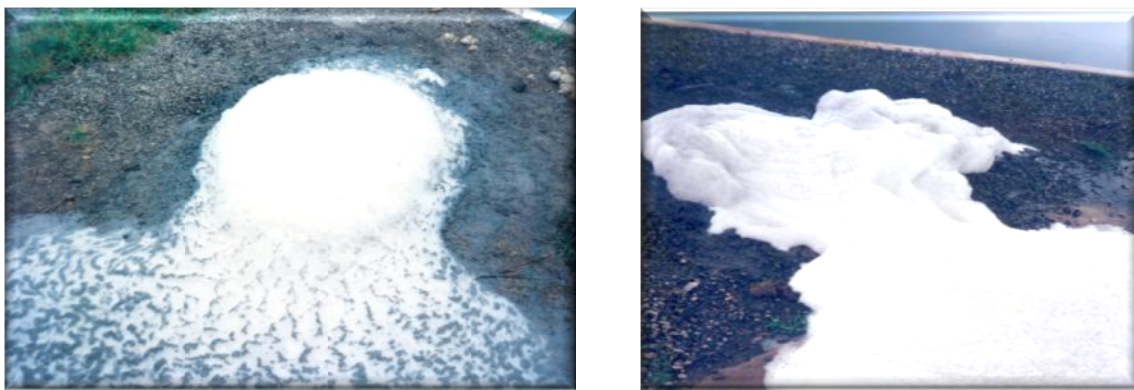


Figura 5.7: Produção de espuma na caixa de passagem do efluente do reator UASB para a lagoa de polimento.

Os bairros atendidos pela ETE Mangueira possuem um grande comércio de detergentes de manipulação caseira. É comum observar pelas ruas do bairro, a venda destes produtos, como pode ser visto na Figura 5.9.



Figura 5.8: Comércio de detergentes no bairro da Mangueira.

Em trabalho específico do LSA na UFPE, foi estudada a variação da concentração de LAS nas unidades de tratamento da ETE Mangueira e foram encontrados os seguintes valores médios: 2,61 mg/L no afluente do UASB, 1,88 mg/L no efluente do UASB, e 1,39 mg/L na saída da lagoa de polimento (Bonfim, 2006). Em outro experimento do LSA, foram verificadas remoções de 19, 36 e 60% para TDH de 7, 18 e 25 horas, respectivamente (dados não publicados).

5.5 Proposta de um plano de operação para a ETE Mangueira

A operação de uma ETE requer cuidados básicos a fim de se evitar problemas para as unidades de tratamento e para a equipe de trabalho. É fundamental, por exemplo, a permanência de um operador, devidamente treinado e capacitado, para o controle operacional da unidade, além da proibição de entrada de pessoas inabilitadas ou animais na área da estação. O operador deve estar consciente da necessidade do uso de equipamentos de proteção individual (EPI), como máscaras, luvas, botas e uniforme.

A seguir são apresentados alguns itens de rotina básica de operação, adaptado da FEAM (2006):

- manter na entrada da ETE, placa de identificação do empreendimento;
- manter na ETE, manual de operação e livro de registros de ocorrências e paralisações das unidades;
- manter na ETE, caixa de primeiros socorros, repondo periodicamente os materiais utilizados e vencidos;
- atualizar a vacinação dos funcionários contra tétano, hepatite A e B;
- fazer uso rigoroso de EPIs, de modo a minimizar a possibilidade de contaminação e garantir boa qualidade de trabalho;
- capinar a área para manutenção da limpeza;
- proteger as tubulações e o ponto de lançamento do efluente tratado;
- lavar as ferramentas (pás, enxadas, picaretas, rastelos, etc) em água limpa, não podendo ser guardadas ou utilizadas, mesmo em caráter de urgência, antes desse procedimento;

- medir a vazão de entrada e saída durante o tratamento. O operador deverá fazer leituras horárias/diárias e anotar os valores na ficha de controle operacional.

5.5.1 Operação das unidades de tratamento

Para que a ETE Mangueira possa melhorar sua eficiência, é preciso a adoção de medidas corretivas e de uma rotina operacional que garanta o funcionamento adequado das unidades de tratamento.

Tratamento preliminar

- Troca do atual conjunto moto-bomba da estação elevatória de acordo com as especificações do projeto;
- Operar a caixa de areia com os dois canais em paralelo, com o objetivo de diminuir a velocidade de escoamento, caso a bomba não seja substituída. Para o esgotamento, recomenda-se a utilização de bomba tipo “caçapa ou sapinho” com desaguamento no leito de secagem do lodo;
- Diminuir o espaçamento do gradeamento fino de 10 mm para 3 mm;
- Estudar a possibilidade da utilização de unidade de peneiramento forçado como complemento no tratamento preliminar dos esgotos para evitar a entrada de sólidos grosseiros e minimizar a formação de espuma.

Reator UASB

- Rever o sistema de distribuição de vazão afluente a fim de promover uma distribuição mais uniforme nos reatores;
- Realizar a desobstrução das tubulações de entrada do reator e dos tubos perfurados de saída do efluente;
- Retirar a espuma formada no decantador do reator e no separador trifásico em intervalos de 15 a 30 dias. Para espumas com características fluidas a remoção pode ser feita hidrostáticamente. No caso de espumas solidificadas, com elevado teor de sólidos, a remoção pode ser realizada com auxílio de escumadeira ou por meio de um mangote de sucção, acoplado a caminhão limpa-fossa (Chernicharo *et al.*, 2009);

- Remover a areia depositada no interior dos reatores;
- Após limpeza dos reatores, realizar a descarga do lodo de excesso no máximo a cada 4 meses, e idealmente a cada mês, de acordo com estudos realizados por Silva (2004).

Lagoa de polimento

- Realizar inspeções diárias na lagoa de polimento, retirando todo o material sobrenadante. Os resíduos devem ser colocados em galões perfurados para secagem e posteriormente dispostos em local apropriado.
- Realizar manutenção constante nos taludes da lagoa, com a retirada da vegetação que cresce entre as placas de concreto.

Na Tabela 5.9 é apresentado um resumo das atividades de limpeza e a frequência recomendada para as unidades de tratamento.

Tabela 5.9: Proposta de rotina operacional para a ETE Mangueira

Unidades de tratamento	Atividades	Frequência proposta
Pré-tratamento	Limpeza do poço úmido	Mensal
	Limpeza das grades de barras	2 x dia
	Limpeza da caixa de areia (período seco)	Quinzenal
	Limpeza da caixa de areia (período chuvoso)	Semanal
Reatores UASB	Desobstrução das tubulações de distribuição de vazão	Semanal
	Desobstrução das tubulações de distribuição afluente	Semanal
	Retirada da espuma do separador trifásico e do decantador do reator	Quinzenal ou mensal (a depender da formação de espuma)
	Limpeza dos tubos perfurados de saída do efluente	Quinzenal
	Descarte do lodo	A cada 4 meses, ou idealmente a cada mês, de acordo com Silva (2004).
Lagoa de polimento	Retirada do sobrenadante	Diária
	Capinação da área da lagoa	Quinzenal
	Limpeza dos taludes	Semanal

É importante ressaltar que os resíduos removidos devem ser dispostos de forma apropriada (em caçambas ou recipientes fechados), e encaminhados para o destino final adequado.

O desempenho da ETE Mangueira está diretamente relacionado com a qualidade operacional. A adoção das medidas corretivas e da rotina operacional proposta influenciará na qualidade do efluente final.

5.6 Conclusões

Tratamento preliminar: grades de barras e caixa de areia

- O espaçamento de 10 mm entre as grades de barras foi suficiente para impedir grande parte de sólidos grosseiros oriundos da rede coletora, porém materiais mais leves e de pequenas dimensões não foram removidos e passaram a constituir a camada de espuma na superfície do reator UASB. Sugere-se a diminuição do espaçamento do gradeamento de 10 mm para 3 mm.
- A caixa de areia não apresentou eficiência satisfatória durante as seis fases operacionais. A velocidade de escoamento observada ($v = 0,58$ m/s) foi muito maior que a velocidade de projeto ($v = 0,30$ m/s), em função da bomba instalada no conjunto elevatório não possuir as características de projeto.

Reatores UASB

- As obstruções nas tubulações de entrada do reator UASB foram freqüentes, devido à passagem de grande quantidade de sólidos pela caixa de areia. Tais obstruções ocasionaram uma alimentação desuniforme da vazão dos reatores, principalmente nos quatro primeiros reatores (C1, C2, C3 e C4). A falta de alimentação em alguns pontos provocou zonas mortas no interior do reator UASB.
- ✓ Para as tubulações de saída do efluente, os tubos perfurados não foram aplicados com sucesso na ETE Mangueira. A grande quantidade de material flotante juntamente com a sua não remoção provocou obstruções frequentes nas tubulações.

- ✓ A ineficiência da caixa de areia provocou o acúmulo de sólidos inertes no interior do reator, prejudicando fortemente o processo, pois a areia passou a formar zonas mortas, ocupando áreas destinadas à biomassa microbiana e ocasionando a diminuição do volume útil do reator. Em inspeções no interior do reator UASB, pode-se observar uma camada de areia de aproximadamente 1,5 m de altura, gerando aproximadamente o volume de 30,4 m³ de areia, correspondendo a 30% do volume útil do reator. O percentual de sólidos fixos foi superior ao percentual de sólidos voláteis em todas as alturas (0,3; 0,8; 1,3; 1,8 e 2,3 m) do reator UASB, comprovando a entrada e o acúmulo de areia no interior do reator UASB.

- ✓ Ao longo do período do monitoramento foi verificada uma camada concentrada e solidificada de espuma na superfície do compartimento de decantação. A formação dessa camada espessa e solidificada de espuma ocorreu devido à falta de uma frequência de descarga adequada do lodo de excesso dos reatores, onde os flocos de lodo anaeróbio mais leve foram carregados da zona de digestão para a zona decantação, aumentando o teor de SST do efluente do reator e também promovendo o acúmulo de sólidos na camada de espuma. A estimativa da acumulação de espuma nos reatores UASB da ETE Mangueira foi de 27 L/d, utilizando coeficiente de acumulação de 0,04 L/kgDQO_{aplicada}.

- ✓ Problemas de corrosão foram observados nas caixas de distribuição de vazão e nos canais de coleta do efluente do reator UASB, porém nas paredes internas do reator não foram observados sinais de corrosão após 13 anos de operação.

- ✓ A produção de espuma foi observada nas duas primeiras fases estudadas. A turbulência gerada no descarte do efluente do reator UASB favoreceu o aparecimento da espuma. Além disso, há um comércio grande de detergentes de manipulação caseira nos bairros atendidos pela ETE Mangueira.

Capítulo 6: Considerações Finais

No presente trabalho foi avaliado o desempenho das unidades de tratamento da ETE Mangueira ao longo da série histórica de 13 anos de monitoramento. A análise de confiabilidade complementou os dados sobre a avaliação das unidades de tratamento e gerou informações que podem ser utilizadas por projetistas em futuros projetos, tomando como base dados locais e também por operadores de ETEs, no desempenho das unidades de tratamento e na flexibilidade operacional. Também foram investigados os problemas operacionais ocorridos durante o período do monitoramento e proposto um plano de operação visando a minimização dos problemas operacionais e a otimização no processo de tratamento. A partir dos resultados obtidos, podemos obter as seguintes conclusões finais:

- O reator UASB apresentou bom desempenho na remoção da matéria orgânica, principalmente em relação à DQO filtrada, por não considerar as perdas de sólidos com o efluente do reator. A remoção de matéria orgânica foi influenciada pela qualidade da operação da ETE. Verificou-se que nas fases em que a ETE foi operada adequadamente (fases 2, 4 e 5), o reator UASB atingiu elevados índices de remoção de matéria orgânica, com eficiências médias, em relação à DQO filtrada, de 87, 85 e 86% e eficiências máximas de 90, 97 e 96%, respectivamente. Na fase 3, onde a operação foi precária, a eficiência média de remoção de matéria orgânica diminuiu para 62% em relação a DQO total e 73% para a DQO filtrada.
- A qualidade da operação da ETE Mangueira foi determinante para a obtenção do percentual de atendimento aos padrões de lançamento, principalmente na remoção de matéria orgânica. Nas fases em que a operação foi considerada satisfatória observou-se percentuais de atendimento acima de 90% para DBO filtrada no efluente na lagoa de polimento.
- A remoção de SST no reator UASB também foi influenciada diretamente pela qualidade da operação. Assim como na remoção de matéria orgânica, as fases que tiveram melhor operação (fases 4 e 5) também apresentaram melhor desempenho em relação à remoção de SST. Nestas fases, a eficiência média de remoção de SST foi de 38 e 43%,

atingindo máxima eficiência de 93 e 83%, respectivamente. A fase 2, apesar de ter tido uma operação adequada, apresentou baixa eficiência de remoção de SST, com remoção média de 49%. As baixas eficiências e eficiências negativas são atribuídas à perda de sólidos no efluente do reator UASB devido a inexistência de uma rotina regular de descarga do lodo de excesso e também às deficiências observadas na operação e manutenção da unidade de tratamento. A elevada concentração de SST no efluente do reator UASB influenciou negativamente o desempenho da lagoa de polimento, pois dificultou a penetração de luz solar e favoreceu o acúmulo de lodo na entrada da lagoa.

- A lagoa de polimento promoveu uma importante remoção adicional matéria orgânica, elevando o percentual de atendimento da ETE aos padrões de lançamento de DBO filtrada e DQO filtrada em todas as fases operacionais. Nas fases 4 e 5, a eficiência média da lagoa de polimento, em relação à DQO filtrada foi de 73 e 69%, respectivamente. A eficiência global da ETE, em relação à DBO filtrada foi de 88 e 86%, para estas fases. Quando a ETE não foi bem operada (fases 3 e 6), a eficiência na remoção de matéria orgânica foi inferior. Em relação à DQO filtrada, a remoção na lagoa de polimento foi de apenas 30% para a fase 3 e de 59% para a fase 6. Apesar da baixa eficiência da lagoa de polimento nestas fases, a eficiência média global da ETE foi de 77 e 79%, respectivamente.
- A remoção de *E.Coli* foi insuficiente na lagoa de polimento em todas as fases estudadas. A concentração média de *E.Coli* no efluente da lagoa de polimento da ETE Mangueira foi de $8,58 \times 10^5$. Apenas 10% dos resultados das 430 coletas apresentaram ordem de 10^3 NMP/100 mL no efluente da lagoa de polimento. Os principais fatores que contribuíram para a reduzida eficiência na remoção de coliformes termotolerantes foram: elevada carga orgânica aplicada, reduzida área superficial, reduzido TDH e profundidade excessiva.
- Em relação à remoção de ovos de helmintos a lagoa de polimento foi mais eficiente. Nas fases 4 e 6 houve uma eficiência de remoção de 99,9%, não sendo encontrado nenhum ovo de helminto no efluente da lagoa. Na fase 5 a eficiência foi de 96,3% com uma concentração média de ovos de helmintos no efluente da lagoa de 1,3 ovos/L.

- A lagoa de polimento da ETE Mangueira surge como um grande potencial para reúso hidro-agrícola do efluente devido às concentrações efluentes ricas em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Porém devido à elevada concentração de *E. Coli*, o efluente tratado da lagoa de polimento da ETE Mangueira pode ser utilizado para a irrigação de culturas que sejam processadas industrialmente, com sistema de irrigação localizado por gotejamento e que não haja contato direto de pessoas com o efluente tratado.

- A análise de confiabilidade mostrou grande variabilidade nos coeficientes de variação e de confiabilidade para os constituintes estudados. Um menor coeficiente de confiabilidade implica numa operação de ETE mais rigorosa e estável, não permitindo grandes variações nas concentrações efluentes das unidades de tratamento. Nas fases em que a ETE Mangueira foi bem operada (fases 2, 4 e 5), altos níveis de confiabilidade foram observados para a remoção de matéria orgânica, com índices acima de 90%, alcançando 99% na fase 2. Para os parâmetros de SST, nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes termotolerantes, as concentrações médias obtidas foram bem superiores as concentrações de projeto/operação para os níveis de confiabilidade calculados, gerando níveis de confiabilidade baixos.

- Os problemas operacionais observados influenciaram o desempenho das unidades de tratamento da ETE Mangueira. Dentre eles podemos destacar:
 - ✓ O espaçamento de 10 mm da grade de barras não foi suficiente para impedir a passagem de materiais mais leves e de pequenas dimensões e passaram a constituir a camada de espuma na superfície do reator UASB.

 - ✓ A caixa de areia apresentou velocidade de escoamento ($v = 0,58 \text{ m/s}$) muito acima da velocidade de projeto ($v = 0,30 \text{ m/s}$), em função da bomba instalada no conjunto elevatório não possuir as características de projeto, ocasionando acúmulo de sólidos inertes no interior do reator. A areia acumulada passou a formar zonas mortas, ocupando áreas destinadas à biomassa microbiana e

ocasionando a diminuição do volume útil do reator. Em inspeções no interior do reator UASB, pode-se observar uma camada de areia de aproximadamente 1,5 m de altura, gerando aproximadamente o volume de 30,4 m³ de areia, correspondendo a 30% do volume útil do reator. O percentual de sólidos fixos foi superior ao percentual de sólidos voláteis em todas as alturas (0,3; 0,8; 1,3; 1,8 e 2,3 m) do reator UASB, comprovando a entrada e o acúmulo de areia no interior do reator UASB.

- ✓ Os tubos perfurados, utilizados na saída do efluente do reator UASB, não foram aplicados com sucesso na ETE Mangueira. A grande quantidade de material flotante juntamente com a sua não remoção provocou obstruções frequentes nas tubulações.
- ✓ Uma camada concentrada e solidificada de espuma ocorreu na zona de decantação devido à falta de uma frequência de descarga adequada do lodo de excesso dos reatores, onde os flocos de lodo anaeróbio mais leve foram carregados da zona de digestão para a zona decantação, aumentando o teor de SST do efluente do reator e também promovendo o acúmulo de sólidos na camada de espuma.
- ✓ Problemas de corrosão foram observados nas caixas de distribuição de vazão e nos canais de coleta do efluente do reator UASB, porém nas paredes internas do reator não foram observados sinais de corrosão após 13 anos de operação.

Capítulo 7: Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Resolução – RDC nº. 12, de 02 de janeiro de 2001**. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/12_01rdc.htm>. Acesso em 04 nov. 2010.

AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; van HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in region with hot climates – A review. **Bioresource Technology**, v.97, p.2225-2241, 2006.

ALÉM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E.P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: FINEP, 2001. p.491-512.

ALMEIDA, P.G.S.; CERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Development of compact UASB/trickling filter systems for treating domestic wastewater in small communities in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 59, p. 1431-1439, 2009.

AQUINO, S.; CERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10 n.2, p. 152-161, 2005.

BONFIM, J.H. **Remoção de surfactantes (LAS) no tratamento anaeróbio de esgotos domésticos**. 2006. 107f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2006.

CAESB. **Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal**. 2008. Disponível em: <http://caesb.df.gov.br/_conteudo/siesg/SIESG2008.pdf>. Acesso em 1 nov 2010.

CATUNDA, P.F.C.; van HAANDEL, A. Improved performance and increased applicability of waste stabilization ponds by pretreatment in UASB reactor. **Water Science and Technology**, v. 33, n.7, p.147-156, 1996.

CAVALCANTI, L.B.; FERRAZ, D.K.C.; MENEZES, M.T.B.; SARMENTO, V.B.A. **Saneamento Integrado: modelo de intervenção adotado na cidade do Recife (Estado de Pernambuco-**

Brasil). In: **Encuentro por una nueva cultura del água en América Latina**, Fortaleza, CE, 2005.

CAVALCANTI, P. F. F. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: FINEP, 2001. p.105-170.

CAVALCANTI, P.F.F.; van HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Sludge accumulation in polishing ponds treating anaerobically digested wastewater. **Water Science and Technology**, v. 45, p. 75-81, 2002.

CHERNICHARO, C.; ALMEIDA, P.G.S.; COUTO, T.C.; SOUZA, C.L; BORGES, J.M. Contribuição para a melhoria do projeto e da operação de reatores UASB tratando esgotos domésticos: gerenciamento da espuma. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Recife, PE, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for anaerobic treatment of domestic waterwater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, p.73-92, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 380p.

CHERNICHARO, C.A.L.; van HAANDEL, A.; AISSE, M.M.; CAVALACANTI, P.F.F. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J.R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: FINEP. p. 155-198, 1999.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN HAANDEL, A.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. Introdução. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: FINEP. p. 19-31, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L; MACHADO, R.M.G. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v.38, p.325-332, 1998.

COMPESA. **Sistemas de tratamento de esgotos.** 2010. Disponível em: <<http://www.compesa.com.br/index.php?option=content&task=view&id=320&Itemid=31>>. Acesso em 15 out 2010.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 20 de Novembro de 2010.

COPASA. **ETE Onça.** Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=160>>. Acesso em 1 nov 2010.

CPRH. **Monitoramento das bacias hidrográficas do estado de Pernambuco.** 2010. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/monitoramento/bacias_hidrograficas/39709%3B52052%3B1702%3B0%3B0.asp>. Acesso em 17 out 2010.

D'CASTRO FILHO, F.J. **Pós-tratamento de reator anaeróbio em lagoa de polimento.** 2005. 106f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2005.

FEAM. **Orientações básicas para operação de estações de tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente FEAM, 2006.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.181-186, 2002.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L., van HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: FINEP. p.29-52, 1999.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Review in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, p.3-19, 2006.

FORESTI, E. Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 8, p. 141-148, 2001.

FORTUNATO, C. M.; AISSE, M. M.; GOMES, C.G. Agressividade de Sulfetos ao Concreto de Reatores tipo RALF. **Revista SANARE**, p. 64 - 70, 2001.

GOMES, C.S. Digestores anaeróbios inovadores e eficientes à temperatura ambiente para esgotos domésticos e industriais usando-se “filtros anaeróbios fluidizados”. In: **11º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Fortaleza, CE, 1981.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE, C.O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT.M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C.A.L., (Coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: FINEP. p. 171-278, 2001.

GRANDIN, S. R. **Concepção das estações de tratamento de esgotos do município de Campinas-SP**. 10p. Disponível em <http://www.semasa.sp.gov.br/Documentos/Publicar_Internet/trabalhos/trabalho_81.pdf>. Acesso em 25 nov. 2009.

HEERTJES, P.M.; van der MEER, R.R. Dynamics of liquid flow in an up-flow reactor used for anaerobic treatment of wastewater. **Biotechnology and Bioengineering**, v.20, 1577-1594, 1978.

HULSHOFF POL, L.W.; CASTRO LOPES, S.I.; LETTINGA, G.; LENS, P.N.L. Anaerobic sludge granulation. **Water Research**, v.38, p.1376-1389, 2004.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1>. Acesso em 15 out 2010.

JEWELL, W.J. Anaerobic sewage treatment. **Environmental Science and Technology**, v.21, n.1, p.14-21, 1987.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 932f. 1995.

KATO, M.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI.E., CYBIS, L.F. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES. p.53-99, 1999.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W. UASB – Process design for various types of waterwaters. **Water Science Technology**, v.24, (8), p. 87-107, 1991.

LETTINGA, G.; van LIER, J.B.; van BUUREN, J.C.L.; ZEEMAN, G. Sustainable development in pollution control and the role of anaerobic treatment. **Water Science and Technology**, v.44, p.181-188, 2001.

LETTINGA, G; HULSHOF POL, L.W.; ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment. Part 1: Anaerobic wastewater treatment**. Lecture notes. Wageningen Agricultural University, ed. January 1996.

MASCARENHAS, L.C.A; VON SPERLING. M.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.9, n.1, p.45-54, 2004.

MAYER, M.G.R.; MOREIRA, E.A.; CAVALCANTI, P.F.F.; van HAANDEL, A. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido. Parte 1: remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Coletânea de trabalhos técnicos)**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: FINEP, 2001.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed., New York: McGraw-Hill, 1816p. 2003.

MIKI, M.K. Dilemas do UASB. **Revista DAE**, v.183, p.25-37, 2010. Disponível em: <http://www.revistadae.com.br/downloads/Revista_DAE_Edicao_183.pdf>. Acesso em 4 nov 2010.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa nº 10 de 16 de dezembro de 1986**. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de

águas, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM, 1986.

NAVAL, L.P.; WANDERLEY, T.F. Avaliação de um reator (UASB) em fase de partida sem inóculo, utilizando-se parâmetros físico-químicos e aplicando modelo probabilístico. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Rio de Janeiro, *Anais...* Rio de Janeiro: [s.n.], 2000.

NICHELE, J. **Utilização de efluentes sanitários tratados para o suprimento de nutrientes à cultura do milho e modificações em propriedades químicas do solo**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de agronomia, UFRS, Porto alegre, 2009.

NIKU, S., SCHROEDER, E.D., SAMANIEGO F.J. Performance of activated sludge process and reliability-based design. **Journal Water Pollution Control Association**. V. 51, n. 12, p. 2841 - 2857, 1979.

OLIVEIRA, S. C.; von SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.12, p. 389-398, 2007.

OLIVEIRA, S.C.; von SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. **Water Science and Technology**, v. 59, p. 1299-1306, 2009.

OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231f. Tese (doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, Minas Gerais, 2006.

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 2. p. 153-161, 2005.

PARAÍBA. **Norma Técnica COPAM 301/88**. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Paraíba, João Pessoa, 1988.

PCR. **Secretaria de Saneamento – Atribuições**. 2010a. Disponível em: <http://www.recife.pe.gov.br/2007/07/17/mat_145064.php>. Acesso em 16 de out 2010.

PCR. **Situação do saneamento na cidade do Recife.** 2010. Disponível em: <http://www.recife.pe.gov.br/2008/06/16/mat_162708.php>. Acesso em 16 out 2010.

PERIN, K. **Reúso de efluente de lagoa de polimento no cultivo de alface hidropônica (*Lactuca sativa* L.) e de plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.)** 2006. 165f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2006.

RIO DE JANEIRO. **DZ.215.R-1.** Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial. Aprovada pela Deliberação CECA nº 3.154, de 26 de abril de 1994. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.

RIO GRANDE DO SUL. **Portaria SSMA Nº 05/89. Norma técnica SSMA Nº 01/89.** Dispõe sobre critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras que lancem seus efluentes nos corpos d'água interiores do estado do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1989.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 14.250, de 05 de Junho de 1981.** Regulamentam dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental. Santa Catarina, Florianópolis, 1981.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; van LIER, J.B.; HAMALERS, H.V.M.; LETTINGA, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresourse Technology**, v.65, p.175-180, 1998.

SILVA, K.K.B. **Avaliação do desempenho de sistema de tratamento aeróbio e anaeróbio e das características do lodo de esgoto doméstico.** 2004. 132f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2004.

SILVA, K.K.B. **Efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre o sistema solo-planta (milho) e indução da supressividade a doenças causadas por nematóides.** 2009. 88f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2009.

SILVA, S.M.C.P. **Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios.** 1993. 472f. Tese (Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 1993.

SILVA, V.P. **Efeitos da fertirrigação com efluente de lagoa de polimento nos atributos do solo e na produção de feijão caupi (*Vigna unguiculata (L.) Walp*)**. 2007. 128f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2007.

SOUSA, J. T.; van HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P.; FIGUEIREDO, A.M.F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.3, 2005.

SOUZA, C.L. **Estudo quantitativo e qualitativo de espuma acumulada em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. 2006. 130f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. 2006.

Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environmental Federation (WEF). 19th Edition. Eaton AD, Clesceri LS, Greeberg AE (eds.). Washington DC, USA, 1995.

TEXEIRA, A.R; CHERNICHARO, C.A.L. Concepção e avaliação de uma unidade de peneiramento forçado para a redução do tamanho de partículas presentes no esgoto bruto doméstico. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.14, n.3, p. 307-316, 2009.

URB. **Projeto básico das estações elevatórias e de tratamento de esgotos do bairro da Mangueira**. Textos e desenhos. Recife: Empresa de Urbanização do Recife – URB, 1995.

VAN LIER, J.B.; ZEEMAN, G.; HUIBERS, F. Anaerobic (pre-) treatment for the decentralized reclamation of domestic wastewater, stimulating agricultural reuse. In: **Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion**, 7., Mérida, Yucatán, UNAM. 2002. p.8, illus.

VIEIRA, S.M.M.; CARVALHO, J.L.; BARIJAN, F. P.O.; Rech, C.M. Application of the UASB technology for sewage treatment in a small community at Sumare São Paulo State. **Water Science and Technology**, v.30, n.12, p.203-210, 1994.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality criteria standards. In: **XXVII Congresso**

Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: AIDIS, 2000.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOARES, A.M.E.; ZERBINI, A.M. Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modeling. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.237-242, 2002.

VON SPERLING, M.; FREIRE, W. H.; CHERNICHARO, C. A. L. Performance evaluation of an UASB - activated sludge system treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 11, p.323-328, 2001.

VON SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.; ALEM SOBRINHO, P.; BARROS, R.K.X.; PIVELLI, R. Lagoas de estabilização. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.) **Desinfecção de efluentes sanitários**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: FINEP, 2003. p. 277-336.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. M.; ANDRADA, J. G. B.; GODINHO, V. M.; ASSUNCAO, F. A. L.; MELO JUNIOR, W. R. Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science and Technology**, v. 58, p. 1313-1319, 2008.

WHO-World Health Organization. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Report. Geneva; 1989. (Technical Report Series, 778)

WIEGANT, W.M. Experience and potencial of anaerobic treatment in tropical regions. **Water Science Technology**, v.44, n.8, p.107-113, 2001.

ZERBINI, A.M.; CHERNICHARO, C.A.L. Metodologias para quantificação, identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em esgotos brutos e tratados. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios – Aspectos metodológicos**. Projeto PROSAB. Belo Horizonte: FINEP, 2001. p. 70-107.