

GISELE ELISABETE KOVALTCHUK

**AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COMO
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS:
ESTUDO DE CASO**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná em parceria com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*, Alemanha, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial.

Orientador: Prof. Dr. Uwe Bernd Menzel
Coorientadora: Prof. Dra. Karen Juliana do Amaral

**CURITIBA
2011**

TERMO DE APROVAÇÃO

GISELE ELISABETE KOVALTCHUK

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS: ESTUDO DE CASO

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

Orientador: Prof. Dr. Uwe Bernd Menzel

Prof. Dra. Daniela Neuffer

Prof. Dr. Carlos Mello Garcias

Curitiba, ... de março .de 2011.

*Ao meu esposo Márcio, por compartilhar comigo
seu coração e sua vida.*

*À nossa filha Miwa, fruto de nosso amor e presente
de Deus.*

*Ao meu pai Fermino pelo precioso exemplo de vida
e incentivo.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Uwe Menzel e Prof. Dra. Karen do Amaral pelo auxílio e dedicação.

Ao DAAD e ao governo Alemão pelo suporte financeiro através da bolsa de mestrado.

Às instituições UFPR e SENAI-PR pelo interesse no desenvolvimento de trabalhos para proteção ao meio ambiente.

À SANEPAR e aos colegas saneparianos pelas contribuições, disponibilidade e apoio.

RESUMO

O presente trabalho avalia o desempenho de um sistema de tratamento de esgotos domésticos composto por reatores anaeróbios seguidos de flotação por ar dissolvido (FAD), em escala real, operado pela Sanepar. A capacidade nominal de tratamento da ETE A estudada é de 560 L/s. Para análise da dosagem de coagulante foi utilizado o coagulante cloreto férrico. Os valores das eficiências de remoção obtidos para a ETE A foram: DQO = 58%, DBO Total = 61%, DBO Solúvel = 38%, Fósforo Total = 50%, Sulfetos = 48% e Turbidez = 34%, com aplicação média de cloreto férrico de 175 mg/L de solução comercial ou 70 mg/L de sal ativo. Foram elaboradas curvas características da FAD da ETE A, correlacionando dosagens de cloreto férrico com valores obtidos de DQO em bancada através de testes de jarros e em planta, com objetivo de atingir a qualidade do efluente de acordo com as exigências ambientais com o mínimo consumo de produtos químicos na FAD. Como contribuição adicional, o trabalho pontua a análise de eficiência com aspectos operacionais importantes para o bom desempenho do processo FAD.

Palavras-chave: Tratamento de esgotos domésticos. Pós-tratamento com flotação por ar dissolvido. Avaliação de eficiência.

ABSTRACT

This study evaluates the performance of a system of wastewater treatment by anaerobic compounds followed by dissolved air flotation (DAF), in real scale, operated by Sanepar. The nominal capacity of the studied station A treatment is 560 L/s. To analyze the dosage of coagulant was used ferric chloride coagulant. The values of removal efficiencies obtained for the station A were: COD = 58%, Total BOD = 61%, Soluble BOD = 38%, Total Phosphorous = 50%, Sulfides = 48% and Turbidity = 34%, with applying average ferric chloride at 175 mg/L of commercial solution or 70 mg/L of active salt. Curves were drawn features of the station A, correlating dosages of ferric chloride with the COD values obtained in laboratory through jar tests and in plant, aiming to achieve the effluent quality in accordance with environmental requirements with minimum consumption of chemicals in DAF. As an additional contribution, the work points out the efficiency analysis with the important operational aspects for the proper performance of the DAF process

Keywords: Treatment of domestic sewage. Post-treatment dissolved air flotation. Efficiency rating.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 - CENÁRIO ATUAL DOS PROCESSOS DE PÓS-TRATAMENTO AOS REATORES ANAERÓBIOS NA SANEPAR.....	5
TABELA 3.1 - CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES	10
TABELA 3.2 – RELAÇÃO DQO/DBO.....	17
TABELA 3.3 – CONCENTRAÇÃO TÍPICA DO PARÂMETRO DBO DO ESGOTO DE ACORDO COM A DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS.....	18
TABELA 3.4 - COMPOSIÇÃO TÍPICA DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO	23
TABELA 4.1 - CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DAS UNIDADES COMPONENTES DO SISTEMA FAD – ETE A.....	67
TABELA 4.2 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS	71
TABELA 4.3 – CRONOGRAMA DAS ANÁLISES LABORATORIAIS.....	73
TABELA 5.1 – DADOS OPERACIONAIS MÉDIOS DO ESGOTO BRUTO AFLUENTE À ETE A (2009 E 2010)	80
TABELA 5.2 – EFICIÊNCIA DOS REATORES ANAERÓBIOS NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (2009 E 2010)	81
TABELA 5.3 – EFICIÊNCIA DO FLOTADOR NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (MESES DE JANEIRO A AGOSTO DE 2010)	83
TABELA 5.4 – EFICIÊNCIA TOTAL (UASB+FAD) NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (MESES DE JANEIRO A AGOSTO DE 2010)	84
TABELA 5.5 – DADOS GERAIS DAS AMOSTRAGENS REALIZADAS E DAS CONDIÇÕES ENCONTRADAS NA ETE A.....	85
TABELA 5.6 – RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS PARA DQO, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL NA ETE A.....	87
TABELA 5.7 – RELAÇÕES ENTRE DQO E DBO.....	92
TABELA 5.8 – VALORES DAS RELAÇÕES “DQO/DBO TOTAL” E “DBO TOTAL/DBO SOLÚVEL”	93
TABELA 5.9 – PARÂMETROS DOSAGEM DE CLORO GASOSO, FÓSFORO, SULFETOS, TURBIDEZ, PH, TEMPERATURA, ALCALINIDADE E SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	95
TABELA 5.10 – DADOS DOSAGENS DE PRODUTOS QUÍMICOS, PRESSÃO DE SATURAÇÃO E VAZÃO DE RECIRCULAÇÃO	100

TABELA 5.11 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO.....	105
TABELA 5.12 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL	111
TABELA 5.13 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL	121
TABELA 5.14 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.....	128
TABELA 5.15 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS.....	138
TABELA 5.16 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	145
TABELA 5.17 – DADOS E RESULTADOS DAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NOS TESTES DE JARROS - ETE A.....	152
TABELA 5.18 – INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO NO AFLUENTE A FAD.....	155
TABELA 5.19 – RESULTADOS UTILIZADOS PARA CONSTRUÇÃO DA CURVA CARACTERÍSTICA DO PROCESSO FAD DA ETE A.....	158
TABELA 5.20 – RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DO PROCESSO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO - MÉDIA E DESVIO PADRÃO	161

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DOS SÓLIDOS PRESENTES NO ESGOTO	11
FIGURA 3.2 – FLUXOGRAMA DAS PARCELAS DE SÓLIDOS PRESENTES NOS ESGOTO	12
FIGURA 3.3 – ESQUEMA DO SISTEMA SEPARADOR TRIFÁSICO	32
FIGURA 3.4 – ETAPAS LIMITANTES PARA O PROCESSO DE FLOTAÇÃO.....	39
FIGURA 3.5 – ESQUEMA DA DUPLA CAMADA ELÉTRICA	41
FIGURA 3.6 – DETALHE DAS ZONAS QUE COMPÕE A CÂMARA DE FLOTAÇÃO	51
FIGURA 3.7 – RELAÇÃO ENTRE VELOCIDADE ASCENSIONAL E REMOÇÃO DE PARTÍCULAS NA ZONA DE CLARIFICAÇÃO.....	52
FIGURA 4.1 – VISTA DA ETE A	63
FIGURA 4.2 – FLUXOGRAMA DAS UNIDADES BÁSICAS DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO NA ETE A.....	64
FIGURA 4.3 – CORTE TRANSVERSAL DO REATOR ANAERÓBIO TIPO DA ETE A	65
FIGURA 4.4 – VISTA DAS TUBULAÇÕES DISTRIBUIDORAS NO INTERIOR DO REATOR.....	65
FIGURA 4.5 – VISTA DO SISTEMA FAD DA ETE A – DESTAQUE PARA OS RASPADORES DE LODO E SAÍDA DE ÁGUA FLOCULADA.....	66
FIGURA 4.6 – CROQUI ESQUEMÁTICO DO SISTEMA FAD – ETE A.....	68
FIGURA 4.7 – TESTE DE JARROS. À ESQUERDA ESGOTO EM REPOUSO NAS CUBAS ANTES DA REALIZAÇÃO DO ENSAIO, COM A SOLUÇÃO DE CLORETO FÉRRICO QUE SERÁ MISTURADA EM CADA UMA DAS CUBAS NAS DIVERSAS DOSAGENS. À DIREITA AS CUBAS DURANTE A REALIZAÇÃO DO ENSAIO.	77
FIGURA 5.1 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – VAZÕES AFLUENTES E TEMPERATURA X DATA DA AMOSTRAGEM.....	86
FIGURA 5.2 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DQO AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E LIMITE DE LANÇAMENTO	89

FIGURA 5.3 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DBO TOTAL AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E LIMITE DE LANÇAMENTO	90
FIGURA 5.4 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A - DBO SOLÚVEL AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL	91
FIGURA 5.5 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – FÓSFORO TOTAL	94
FIGURA 5.6 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – SULFETOS.....	96
FIGURA 5.7 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – TURBIDEZ.....	97
FIGURA 5.8 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – PH E ALCALINIDADE	98
FIGURA 5.9 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS AFLUENTE E EFLUENTE, VALOR LIMITE IAP	99
FIGURA 5.10 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORETO FÉRRICO	101
FIGURA 5.11 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – VAZÕES DE RECIRCULAÇÃO E PRESSÕES DE SATURAÇÃO DE AR.....	102
FIGURA 5.12 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORO GASOSO PARA CONTROLE DE ODORES.....	103
FIGURA 5.13 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORETO FÉRRICO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL	106
FIGURA 5.14 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO.....	107
FIGURA 5.15 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DA ÁGUA SATURADA.....	109
FIGURA 5.16 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO.....	112
FIGURA 5.17 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DA ÁGUA SATURADA	114
FIGURA 5.18 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, TEMPERATURA AMBIENTE E PRESSÕES DE SATURAÇÃO	115

FIGURA 5.19 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, TURBIDEZ E ALCALINIDADE AFLUENTES À FAD	117
FIGURA 5.20 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO E CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	119
FIGURA 5.21 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO	123
FIGURA 5.22 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A COM APLICAÇÃO DE CLORETO FÉRRICO – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL E VAZÃO AFLUENTE À FAD	124
FIGURA 5.23 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL, VALORES DE DBO TOTAL E SOLÚVEL DO AFLUENTE E CONCENTRAÇÃO DE SULFETOS DO AFLUENTE	126
FIGURA 5.24 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO	129
FIGURA 5.25 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO	130
FIGURA 5.26 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E VAZÃO AFLUENTE À FAD.....	132
FIGURA 5.27 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E TEMPERATURA AMBIENTE.....	133
FIGURA 5.28 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DBO SOLÚVEL AFLUENTE	134
FIGURA 5.29 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA SATURADA.....	135
FIGURA 5.30 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E PRESSÃO DE SATURAÇÃO DE AR.....	136

FIGURA 5.31 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO	139
FIGURA 5.32 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E PRESSÕES DE SATURAÇÃO	140
FIGURA 5.33 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS, PH E ALCALINIDADE	141
FIGURA 5.34 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E CONCENTRAÇÕES DE SULFETOS AFLUENTE	143
FIGURA 5.35 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO	146
FIGURA 5.36 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO..	147
FIGURA 5.37 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ, TEMPERATURA E PRESSÕES DE SATURAÇÃO .	149
FIGURA 5.38 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL AFLUENTES À FAD	150
FIGURA 5.39 - GRÁFICO DE RESULTADOS DOS TESTES DE JARROS NA ETE A – VALORES DE DQO DO EFLUENTE DOS REATORES ANTES DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO, DO AFLUENTE E DO EFLUENTE À FAD E DA CUBA ESCOLHIDA PARA A APLICAÇÃO DE CLORETO FÉRRICO EM ESCALA REAL	154
FIGURA 5.40 - GRÁFICO DE RESULTADOS DOS TESTES DE JARROS NA ETE A – VALORES DE DQO DO EFLUENTE DOS REATORES ANTES DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO, DO AFLUENTE E DO EFLUENTE À FAD E DA CUBA ESCOLHIDA PARA A APLICAÇÃO DE CLORETO FÉRRICO EM ESCALA REAL	156
FIGURA 5.41 - GRÁFICO DE CURVAS CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA FAD – ETE A.....	159

LISTA DE ABREVIATURAS

CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT - Carbono Orgânico Total
DBO – Demanda Biológica de Oxigênio
DF – Distrito Federal
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETA – Estação de Tratamento de Água
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FAD – Flotação por Ar Dissolvido
GPDO / USES – Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Operacional /
Processo Esgoto da Sanepar
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
OD – Oxigênio Dissolvido
PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PUC PR – Pontifícia Universidade Católica do Paraná
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná
SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SST – Sólidos Suspensos Totais
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	ASPECTOS GERAIS.....	1
1.2	CENÁRIO DO TRATAMENTO DE ESGOTOS NO PARANÁ.....	5
1.3	ESTRUTURAÇÃO	6
2	OBJETIVOS.....	7
2.1	OBJETIVO GERAL.....	7
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	9
3.1	CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO	9
3.1.1	Características Físicas.....	9
3.1.1.1	Matéria Sólida.....	9
3.1.1.2	Odor.....	13
3.1.1.3	Cor e turbidez	13
3.1.2	Características Químicas.....	13
3.1.2.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio	15
3.1.2.2	Demanda Química de Oxigênio.....	17
3.1.2.3	DBO e DQO Solúveis	18
3.1.2.4	pH	19
3.1.2.5	Nitrogênio	19
3.1.2.6	Fósforo.....	21
3.1.2.7	Enxofre	21
3.1.3	Características Biológicas.....	22
3.1.4	Composição Típica do Esgoto Doméstico Bruto.....	22
3.2	CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE TRATAMENTO DE ESGOTO	23
3.3	PROCESSO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO	25
3.3.1	Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia	27
3.3.2	Metabolismo Bacteriano	27
3.3.3	Processos de Conversão em Sistemas Anaeróbios	28
3.3.4	Produção de Lodo.....	29
3.3.5	Fatores interferentes na digestão anaeróbia	29
3.3.6	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente	30
3.3.7	Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios	33

3.4	FLOTAÇÃO	33
3.4.1	Aspectos Gerais.....	33
3.4.2	Polimento do Efluente Tratado Anaerobicamente.....	36
3.4.3	Funcionamento da Flotação	37
3.4.4	Processos Básicos de Flotação por Ar Dissolvido	38
3.4.5	Etapas da Flotação	38
3.4.6	Coagulação.....	39
3.4.6.1	Estabilidade Eletrostática.....	40
3.4.6.2	Estabilidade Estérica	42
3.4.6.3	Mecanismos da coagulação	42
3.4.6.4	Tipos de coagulantes empregados.....	43
3.4.6.5	Uso de Polímeros como Coagulantes Auxiliares	44
3.4.6.6	Conceito do gradiente de velocidade.....	44
3.4.6.7	Controle do Processo de Coagulação	45
3.4.6.8	Unidades de mistura rápida.....	45
3.4.7	Floculação	46
3.4.8	Câmara de Saturação de Ar	47
3.4.8.1	Zona de mistura de água pressurizada com água floculada	48
3.4.8.2	Agregação ar/sólido.....	50
3.4.8.3	RELAÇÃO AR/SÓLIDO	50
3.4.9	Câmara de Flotação	51
3.5	CONTROLE DE ODORES ATRAVÉS DA CLORAÇÃO.....	53
3.5.1	Geração de Odores e Reações no Efluente de Reatores Anaeróbios.....	53
3.5.2	Influência da cloração sobre os valores de DQO.....	56
3.6	CONTROLE OPERACIONAL.....	57
3.6.1	Conceitos básicos de controle operacional e variáveis envolvidas.....	59
3.6.2	Teste de jarros.....	60
4	MATERIAL E MÉTODOS	62
4.1	DESCRIÇÃO GERAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO	62
4.2	DESCRIÇÃO DA ETE A.....	62
4.2.1	Reatores Anaeróbios	64
4.2.2	Flotação por Ar Dissolvido	66
4.2.3	Sistema de Desaguamento de Lodo.....	69
4.3	METODOLOGIA.....	69

4.3.1	Considerações Iniciais	69
4.3.2	Implementação da Planilha de Controle Operacional	70
4.3.3	Análises Laboratoriais.....	70
4.3.4	Métodos Analíticos Utilizados	71
4.3.5	Definição de Parâmetros de Controle e Metodologia de Amostragem	71
4.4	DETERMINAÇÃO DA CURVA CARACTERÍSTICA TESTE DE JARROS X PLANTA FAD	74
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	78
5.1	PLANILHA DE CONTROLE OPERACIONAL.....	78
5.2	ETE A	79
5.2.1	Dados Operacionais	79
5.2.2	Resultados dos Ensaios	84
5.2.3	Avaliação das relações entre os parâmetros	103
5.2.3.1	Constituinte DQO.....	104
5.2.3.2	Constituinte DBO Total	109
5.2.3.3	Constituinte DBO Solúvel	120
5.2.3.4	Constituinte Fósforo Total.....	127
5.2.3.5	Constituinte Sulfetos.....	137
5.2.3.6	Constituinte Turbidez.....	144
5.2.4	Curva Característica do Processo FAD ETE A	151
5.2.4.1	Avaliação dos Valores Obtidos para DQO.....	153
5.2.4.2	Construção da Curva Característica.....	157
5.3	RESUMO DOS RESULTADOS	160
6	CONCLUSÃO	162
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	167
	ANEXOS	174

1 INTRODUÇÃO

1.1 ASPECTOS GERAIS

A água foi por muito tempo considerada pela humanidade como um recurso inesgotável (FLORÊNCIO, 2006). No Brasil, país reconhecidamente rico em recursos hídricos, onde se encontra aproximadamente 16% de toda água doce disponível no planeta, começam a se evidenciar as questões de conflito pelo uso da água.

A demanda crescente do uso da água associada com a escassez de oferta em algumas regiões têm gerado os conflitos e conferido a água um grande valor econômico (COSTANZI *et al.*, 2002).

Cabe ao poder público a administração do uso múltiplo da água, sendo dada prioridade de uso para o abastecimento público e a dessedentação de animais, sendo que os outros usos, como a geração de energia elétrica, irrigação, navegação, abastecimento industrial e lazer entre outros, ainda não possuem uma ordem de prioridade estabelecida no Brasil (BRAGA, 2002).

Na contra mão à valorização da água verifica-se a aceleração da degradação dos recursos hídricos nas últimas décadas devido ao desenvolvimento caótico e desordenado da urbanização imposta por políticas industriais e de expansão urbana muitas vezes incompatíveis com o desenvolvimento sustentável e, particularmente, com a proteção e manutenção dos corpos de água (COSTANZI *et al.*, 2002).

Para subsidiar as ações de conservação da qualidade das águas frente a este quadro, foram criados pelo poder público os instrumentos de licenciamento das atividades potencialmente poluidoras e de outorga de uso da água.

No estado do Paraná, a emissão do licenciamento ambiental das estações de tratamento de efluentes está condicionada à emissão da outorga para lançamento de efluentes.

Conforme a Resolução 021/2009 – SEMA, o licenciamento ambiental estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades utilizadoras dos recursos ambientais consideradas

efetiva ou potencialmente poluidoras ou aquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação e/ou modificação ambiental. Para a emissão da licença de operação de estações de tratamento de esgotos, o IAP exige a apresentação da Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos, instrumento previsto na Lei 9.433/1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Baseado na Lei Estadual nº 12.726/1999, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos, e no Decreto Estadual nº 4.646/2001, que dispõe sobre o regime de Outorga de Direitos de Uso de Recursos Hídricos, a outorga e cobrança para lançamento de efluentes avalia unicamente a capacidade do rio, observando a disponibilidade hídrica para o uso e a sua capacidade de diluição, mantendo o rio com a qualidade da classe em que está originalmente enquadrado. Quanto maior a quantidade de poluentes lançada nos rios e maior o volume de água utilizada para diluir a matéria orgânica, mais alta será a taxa paga com a outorga.

Dentre os parâmetros de qualidade da água destacam-se os nutrientes nitrogênio e fósforo, presentes nos efluentes de vários processos de tratamento, pois estes são essenciais para o crescimento de algas, e por isso tendem a causar sério desequilíbrio ecológico nos corpos receptores, a chamada eutrofização (VAN HAANDEL *et al.*, 1999).

A eutrofização decorre do desenvolvimento explosivo de biomassa nas águas, quando nitrogênio e fósforo estão disponíveis em grande quantidade. A biomassa produz oxigênio durante o dia, através da fotossíntese, mas o consome durante a noite. A concentração de oxigênio dissolvido pode atingir níveis que inviabilizam a manutenção da vida de outros organismos.

Além disso, a eutrofização pode causar outros danos aos corpos receptores, tais como: problemas estéticos e recreacionais; condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo; eventuais mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de águas industrial; toxicidade das algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; redução na navegação e capacidade de transporte (MOTA *et al.*, 2009).

O material nitrogenado em águas residuárias se compõe principalmente de nitrogênio amoniacal gasoso - NH_3 e salino - NH_4^+ e nitrogênio orgânico - uréia, aminoácidos e outras substâncias com o grupo amino. Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas de nitrogênio, nitrito - NO_2^- e principalmente nitrato - NO_3^- .

O fósforo no esgoto se apresenta predominantemente na forma de fosfato ou ortofosfato, bem como fósforo orgânico presente em certos aminoácidos. As fontes principais são águas vinda direta ou indiretamente de terras cultivadas e adubadas com fertilizantes químicos e descargas de águas residuárias, devido principalmente aos detergentes (Van Haandel *et al.*, 1999).

Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, projetados visando a remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto, deixando de atender às exigências da Resolução CONAMA n° 357/05 com relação aos teores dos mesmos nos corpos d'água. Esse problema é agravado quando a diluição do esgoto no corpo receptor é baixa, ou seja, quando a quantidade de água necessária para que o rio recupere as características adequadas para vida aquática e uso da água naturalmente não é suficiente.

Há necessidade, portanto, de que se busquem alternativas de tratamento de esgoto que resultem em maior remoção de nitrogênio e fósforo, complementando os sistemas usuais de tratamento (MOTA *et al.*, 2009).

O nível do tratamento de esgotos sanitários é determinado pelas características (quantidade e qualidade) dos esgotos e do corpo d'água receptor. Tem sido usual no Brasil a fixação do nível secundário para as ETEs, ou seja, prioritariamente a remoção da DBO e dos sólidos, em níveis ligeiramente superiores aos 80% (Aisse, 2002).

De acordo com os artigos 9° e 10° da Resolução 001/ 2007 – SEMA, os parâmetros de lançamento de efluentes de ETEs são:

- DBO₅ : até 90 mg/L ;
- DQO: até 225 mg/L ;
- Óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;
- Óleos minerais: até 20 mg/L;
- Nitrogênio amoniacal total: 20 mg/L.

No entanto, em termos dos constituintes relacionados às formas de nitrogênio e fósforo, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, não há padrões de lançamento para nitrito, nitrato e fósforo, existindo apenas o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal (20 mg/L), sendo que este pode ser estagiado de acordo com as características dos corpos receptores nos quais as ETEs lançam os efluentes, sendo de:

- I. Cinco anos em área de influência dos corpos receptores lênticos e mananciais de abastecimento público;
- II. Sete anos em área de influência dos corpos receptores lênticos;
- III. Dez anos para os corpos hídricos receptores lóticos.

Mesmo este padrão para nitrogênio amoniacal foi suspenso temporariamente pela Resolução CONAMA nº. 397, de 03 de abril de 2008 com prorrogação de suspensão pela Resolução CONAMA nº 410, de 04 de maio de 2009. (MOTA, 2009)

Dentro do contexto geral apresentado, inserem-se as empresas de saneamento básico, que buscam alternativas viáveis do ponto de vista técnico e econômico para a adequação dos seus processos de tratamento de efluentes visando o atendimento às exigências legais com responsabilidade ambiental.

Dentre essas alternativas encontra-se o tratamento físico-químico de efluentes através de Flotação por Ar Dissolvido (FAD), um dos processos que vem sendo adotado em plantas de estações de tratamento de esgotos municipais, inclusive no estado do Paraná, como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, com objetivo de obter um efluente final de acordo com as exigências dos órgãos ambientais.

A Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, pioneira no Brasil na implantação e operação de sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico, em busca de inovações tecnológicas eficientes busca atualmente no tratamento físico-químico a solução para situações em que se exige melhor qualidade no efluente tratado, porém não dispõe de grandes áreas para ampliação das estações de tratamento de esgoto, especialmente nos centros urbanos.

Este trabalho visa avaliar a eficiência final do efluente na remoção de carga orgânica, sulfetos e fósforo de duas estações de tratamento da Sanepar em operação com processo de tratamento com reatores anaeróbios seguidos por flotação por ar dissolvido com base em parâmetros determinados. Além disso, pondera e pontua aspectos operacionais importantes na condução e otimização do processo.

1.2 CENÁRIO DO TRATAMENTO DE ESGOTOS NO PARANÁ

Tendo em vista o aumento das exigências ambientais para lançamento dos esgotos sanitários nos corpos receptores, bem como a recente implantação da outorga de lançamento de efluentes e futura cobrança pelo uso da água, cresce também a necessidade de otimizar a eficiência das estações de tratamento de esgoto municipais, buscando a adequação operacional dos parâmetros de lançamento de efluentes tratados para atendimento à legislação ambiental.

No Estado do Paraná, a Sanepar – Companhia de Saneamento, órgão estadual de economia mista, é responsável pelos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário de 345 dos 399 municípios do estado.

Destes, 157 contam com serviço de coleta, afastamento e tratamento dos esgotos domésticos sob responsabilidade da Sanepar, que opera 227 estações de tratamento, com capacidade nominal de tratamento instalada de aproximadamente 13,7 m³/s.

As 227 estações de tratamento contam com 352 reatores anaeróbios em operação atualmente.

No cenário atual dos processos de tratamento utilizados nas estações de tratamento operadas pela Sanepar têm-se que 144 das 227 estações de tratamento que utilizam reatores anaeróbios possuem unidades de pós-tratamento, conforme apresentado na Tabela 1.1.

TABELA 1.1 - CENÁRIO ATUAL DOS PROCESSOS DE PÓS-TRATAMENTO AOS REATORES ANAERÓBIOS NA SANEPAR

TIPO DE PÓS-TRATAMENTO	NºETEs	%
Lagoa Facultativa, Anaeróbia ou de Polimento	59	41,0
Filtro Anaeróbio	50	34,7
Filtro Biológico de Alta Taxa	15	10,4
Sedimentadores	11	7,6
Flotação por Ar Dissolvido	5	3,5
Filtro Biológico Submerso Aerado	3	2,1
Decantação Acelerada	1	0,7
TOTAL	144	100

FONTE: Adaptado de GPDO / USES – 2010 (Sanepar)

Conforme a Tabela 1.1, cinco estações no estado utilizam como pós-tratamento de reatores anaeróbios o processo de Flotação por Ar Dissolvido.

Por se tratar de uma solução tecnológica recém aplicada aos efluentes de reatores anaeróbios na Sanepar, este trabalho assume importância no sentido de estabelecer as eficiências que o sistema Reator Anaeróbio + Flotação por Ar Dissolvido alcança em escala real na remoção de carga orgânica, fósforo e sulfetos, pontuadas com aspectos operacionais de importância decisiva quanto à consolidação deste processo de tratamento de efluentes domésticos.

A eficiência na remoção de carga orgânica será avaliada através dos parâmetros DQO, DBO total e DBO solúvel. Além destes, também serão apresentados outros parâmetros adicionais, como fósforo total, sulfetos, turbidez, sólidos sedimentáveis, pH e alcalinidade.

1.3 ESTRUTURAÇÃO

O presente trabalho está estruturado em sete capítulos.

O primeiro apresenta a introdução, apresentando a problemática e o cenário atual do tratamento de esgotos no Paraná. No segundo capítulo são apresentados os objetivos geral e específico.

No capítulo três é descrita a revisão bibliográfica, abordando inicialmente as características do esgoto. Devido à composição do tratamento estudado no trabalho, é abordado, de maneira geral, o processo de tratamento anaeróbio, seguido pela apresentação do tratamento físico-químico do tipo flotação por ar dissolvido. Ainda neste capítulo são apresentados aspectos sobre a cloração para controle de odores nas estações e sobre o controle operacional de processos de tratamento.

Na sequência, o capítulo quatro traz os materiais utilizados na pesquisa, ou seja, descreve as instalações existente na ETE A, bem como apresenta a metodologia seguida no trabalho.

O quinto capítulo apresenta detalhadamente todos os resultados obtidos e os relaciona com a revisão bibliográfica e com outras pesquisas relacionadas ao trabalho.

Finalmente no sexto capítulo são apresentadas as conclusões finais do trabalho e no capítulo sete as recomendações para trabalhos futuros e as referências bibliográficas utilizadas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliação da eficiência do processo de flotação por ar dissolvido de efluentes de reatores anaeróbios em termos de remoção de DQO, DBO Total, DBO Solúvel, Fósforo Total e Sulfetos no processo FAD em uma estação de tratamento de esgoto operada pela Sanepar.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos para este trabalho são:

- caracterização da estação de tratamento estudada, com base em dados operacionais fornecidos dos anos de 2009 e 2010, com relação às eficiências globais e dos processos FAD para remoção de DQO e DBO Total;
- avaliação da necessidade e elaboração de planilha de controle operacional específica para FAD a fim de auxiliar na formação de banco de dados completo sobre o processo;
- avaliação da eficiência do processo FAD como pós-tratamento para os efluentes de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico através dos parâmetros DQO, DBO Total, DBO Solúvel, Fósforo Total, Turbidez e Sulfetos, utilizando como coagulante o cloreto férrico;
- avaliação da interdependência dos parâmetros do processo, através da avaliação da eficiência em relação à vazão afluente, vazão de recirculação de água, pressão de saturação de ar, dosagens aplicadas de coagulante, valores de DQO, DBO Total, DBO Solúvel, Fósforo Total, Turbidez, Sulfetos, pH, alcalinidade e sólidos sedimentáveis do afluente;
- verificação da remoção específica de DBO Solúvel para definir o limite máximo de remoção de carga orgânica na FAD;
- verificação da interferência da aplicação de cloro gasoso para controle de odores na ETE na eficiência do processo FAD;

- avaliação dos procedimentos operacionais de rotina, com a realização de ensaios de bancada do tipo teste de jarros para otimização e padronização de ações com relação à definição da dosagem de coagulantes a serem aplicados na FAD;
- criação de curva característica do sistema FAD, gerada a partir dos ensaios de bancada, utilizando inicialmente valores de DQO para verificação do desvio entre o procedimento de bancada e na planta.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO

3.1.1 Características Físicas

A mais importante característica física do esgoto é a quantidade de sólidos totais, que é composta por parcelas de sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos. Outras características importantes são as correspondentes à temperatura, odor, cor e turbidez.

3.1.1.1 Matéria Sólida

Dacach (1991) indica que a quantidade de matéria sólida presente no esgoto serve de parâmetro de dimensionamento das unidades do processo de tratamento e para o estudo de poluição das águas.

Segundo Jordão (2009), a matéria sólida compõe o esgoto em apenas 0,08% do volume, sendo o restante do volume composto de água, em torno de 99,92%.

O autor classifica a matéria sólida em função da dimensão das partículas (sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos), da sedimentabilidade (sólidos sedimentáveis, sólidos flutuantes e sólidos não sedimentáveis), da secagem à alta temperatura (550 a 600°C: sólidos fixos e sólidos voláteis) e da secagem à média temperatura (103 a 105°C: sólidos totais, sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos).

No presente trabalho, a parcela de sólidos avaliada será relativa aos sedimentáveis, tendo em vista que estes poderão interferir no processo de flotação por ar dissolvido.

A Tabela 3.1 apresenta a classificação dos poluentes presentes no esgoto de acordo com Metcalf & Eddy (2003) e Jordão (2009).

TABELA 3.1 - CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES

Classificação dos Poluentes			
Natureza	Físicas	Cor, Odor, Sólidos (em suspensão, sedimentáveis, flutuantes), Temperatura	
	Químicas	Compostos Orgânicos	Carboidratos, Gorduras, Óleos e Graxas, Pesticidas, Fenóis, Proteínas, Surfactantes
		Compostos Inorgânicos	Alcalinidade, Cloretos, Metais Pesados, Nitrogênio, pH, Fósforo, Enxofre, Componentes Tóxicos e Radioativos
		Gases	Sulfeto de Hidrogênio, Metano, Oxigênio
	Biológicas	Bactérias, Protozoários, Vírus, Fungos, Organismos Patogênicos	
Forma	Sólidos	Areia, cascalho, silte, argila, cinzas, escória, lodo, lixo);	
	Líquidos	Esgotos sanitários, industriais, pluviais, lixiviados de áreas agrícolas e de aterros	
	Gasosos	Emitidos para a atmosfera, eventualmente retornando às coleções hídricas	
Geral	Substâncias tóxicas que afetam a saúde e calor		
	Substâncias que afetam a qualidade organoléptica		
	Substâncias que consomem oxigênio		
	Substâncias químicas refratárias		
	Nutrientes		
	Matéria sólida		
	Organismos transmissores de doenças		
substâncias radioativas			

FONTE: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003) e Jordão (2009)

A Figura 3.1 apresenta esquematicamente a composição percentual dos sólidos presentes no esgoto de acordo com Jordão (2009).

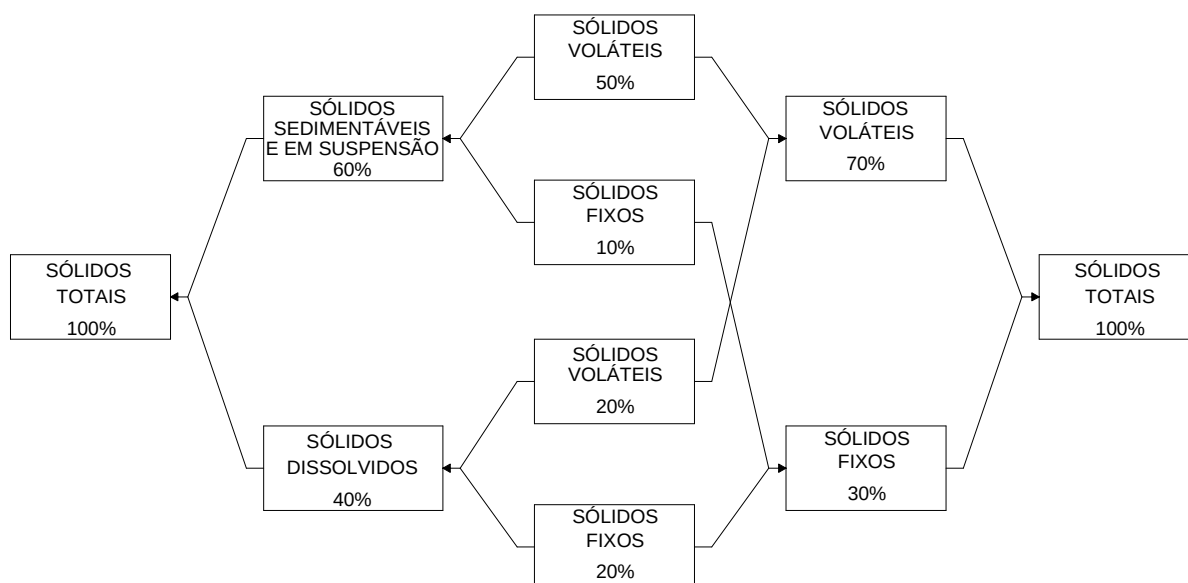


FIGURA 3.1 - COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DOS SÓLIDOS PRESENTES NO ESGOTO
 FONTE: JORDÃO (2009).

Segundo Pessoa (1982), a matéria sólida total do esgoto pode ser definida como aquela que permanece após o esgoto ser submetido à evaporação a uma temperatura de 103°C.

O autor cita que os sólidos voláteis e os sólidos fixos são determinados após a calcinação do resíduo evaporado a 103°C, sendo neste caso a temperatura de 600°C, ocasionando na volatilização das substâncias orgânicas e na transformação dos minerais em cinzas.

A determinação da fração de sólidos voláteis no esgoto é largamente utilizada para verificar a estabilidade biológica do lodo do esgoto e para definir a quantidade de matéria orgânica nos processos de lodos ativados (PESSOA, 1982).

Jordão (2009) afirma que usualmente a quantidade de sólidos totais é classificada em termos de sólidos dissolvidos e de sólidos em suspensão. Nesta determinação, a amostra de esgoto é filtrada através de membrana apropriada, sendo a fração que passa pelo filtro definida como matéria sólida dissolvida, que está presente em solução ou sob forma coloidal com partículas cujo diâmetro varia entre 10^{-6} e 10^{-3} mm, e a fração que é retida no filtro é chamada de matéria sólida em suspensão.

Ainda a fração de sólidos em suspensão pode ser classificada em função da sedimentabilidade, determinação esta de grande importância para o dimensionamento de processos de decantação.

Segundo Jordão (2009), os sólidos sedimentáveis correspondem à parcela que sedimenta no cone Imhoff após o tempo de 60 minutos. Os sólidos que não sedimentam podem ser removidos do esgoto através de processos físico-químicos, como coagulação seguida de sedimentação ou oxidação biológica.

A Figura 3.2 apresenta fluxograma com as parcelas de sólidos presentes no esgoto com indicação dos ensaios base que são realizados para a determinação de cada parcela.

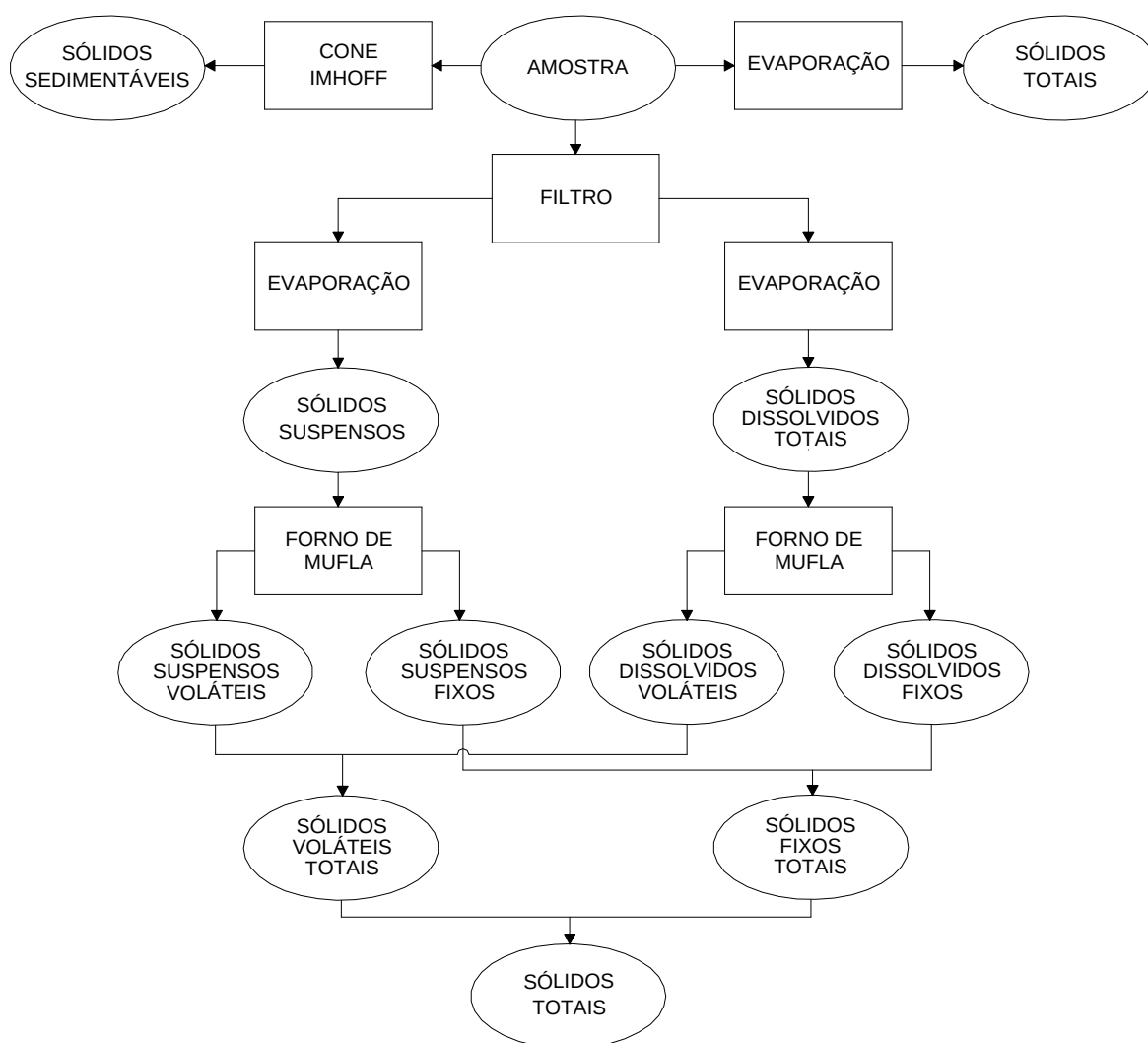


FIGURA 3.2 – FLUXOGRAMA DAS PARCELAS DE SÓLIDOS PRESENTES NOS ESGOTO

FONTE:ADAPTADO DE METCALF&EDDY (2003).

3.1.1.2 Odor

Segundo Jordão (2009) e Pessoa (1982), os odores dos esgotos são causados pelos gases formados no processo de decomposição da matéria orgânica, sendo o principal deles o gás sulfídrico. O odor típico do esgoto fresco é menos desagradável que o do esgoto séptico.

O tratamento e eliminação dos odores, inerentes aos processos de tratamento do esgoto, tem sido foco de muitos pesquisadores nos últimos anos devido ao incomodo que causam à população que reside próximo às estações de tratamento.

3.1.1.3 Cor e turbidez

Pessoa (1982) e Von Sperling (2005) indicam que o estado de decomposição do esgoto pode ser identificado através da coloração que apresenta, sendo que quanto mais escura mais séptica é a condição do mesmo.

A turbidez é usada para indicar a qualidade da água ou do efluente no que diz respeito à matéria em suspensão, pois esta influencia no espalhamento ou absorção da luz.

Segundo Von Sperling (2005), esgotos com maior turbidez são geralmente mais frescos ou mais concentrados.

3.1.2 Características Químicas

A classificação das características químicas dos esgotos está dividida em dois grupos principais, que são a matéria orgânica e a matéria inorgânica. Segundo Metcalf&Eddy (2003), nessa divisão também podem ser identificados os gases.

Segundo os autores, cerca de 75% dos sólidos suspensos e 40% dos sólidos filtráveis de um esgoto de concentração média são de natureza orgânica, originados pelos animais, pelas plantas e pelas atividades humanas.

Para Jordão (2009), os compostos orgânicos são geralmente uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, em alguns casos em conjunto com nitrogênio. Também podem estar presentes outros elementos importantes como a uréia, enxofre, fósforo e ferro.

O principal grupo de substâncias orgânicas encontradas no esgoto são as proteínas na faixa de 40 a 60%, carboidratos na faixa de 25 a 50%, e óleos e graxas representando em torno de 10% (VON SPERLING, 2005, METCALF&EDDY, 2003 E PESSOA, 1982).

De acordo com Metcalf&Eddy (2003), o esgoto também contém pequenas quantidades de diversas moléculas orgânicas sintéticas, desde estruturas simples até as extremamente complexas. Nestas se incluem os surfactantes, fenóis e pesticidas. Algumas têm uma velocidade de decomposição muito baixa, o que pode complicar o processo de tratamento dos efluentes. Este fator tem renovado o interesse pelos processos de tratamento físico-químico (precipitação química).

As proteínas são o principal constituinte dos organismos animais. Possuem estrutura complexa e instável, sujeitas a várias formas de decomposição, algumas são solúveis em água e outras são insolúveis.

Todas as proteínas contêm carbono, comum a todas as substâncias orgânicas, e também hidrogênio, oxigênio e nitrogênio, este último se mantém praticamente constante na proporção de 16%. Outros constituintes são enxofre, fósforo e ferro. A uréia e as proteínas são as principais fontes de nitrogênio no esgoto. Quando as proteínas estão em grandes quantidades, odores desagradáveis serão formados durante a decomposição (METCALF&EDDY, 2003).

Os carboidratos incluem açúcares, amidos, celulose e fibras de madeira e também são encontrados nos esgotos. Contêm carbono, hidrogênio e oxigênio (Pessoa, 1982). Alguns, especialmente os açúcares, são solúveis em água e outros, como os amidos, são insolúveis. Os açúcares são decompostos pelas enzimas de certas bactérias e leveduras produzindo álcool e gás carbônico (METCALF&EDDY, 2003).

Os autores citam os amidos como sendo mais estáveis, mas são convertidos em açúcares pela atividade microbiana bem como por ácidos minerais diluídos. Do ponto de vista de quantidade e de resistência à decomposição, a celulose é o carboidrato mais importante encontrado no esgoto.

O termo “graxa” inclui as gorduras, óleos, ceras e outros constituintes relacionados encontrados no esgoto. Gorduras e óleos são compostos de álcool ou glicerina e ácidos graxos. Se em temperatura ambiente estiverem em estado líquido são chamados de óleos e se estiverem em estado sólido são chamados de

gorduras, embora sejam muito similares quimicamente, pois são compostos por carbono, hidrogênio e oxigênio em proporções variadas (METCALF&EDDY, 2003).

As gorduras estão entre os compostos orgânicos mais estáveis e não são facilmente decompostos pelas bactérias. São atacados pelos ácidos minerais resultando na formação de glicerina e ácidos graxos. Na presença de alcalinidade, como hidróxido de sódio, a glicerina é liberada e os sais alcalinos dos ácidos graxos são formados. Estes sais alcalinos são chamados de sabões e, como as gorduras, também são estáveis. São solúveis em água e na presença dos constituintes de dureza, os sais de sódio são transformados em sais de cálcio e magnésio e são chamados de sabões minerais. Estes são insolúveis e precipitam (METCALF&EDDY, 2003).

As graxas podem causar vários problemas no sistema de esgoto sanitário, pois se aderem às paredes, causam entupimentos nas tubulações e interferem no tratamento inibindo a parte biológica do processo (PESSOA, 1982).

Pessoa (1982) apresenta os surfactantes como grandes moléculas orgânicas, levemente solúveis em água. Estas apresentam uma tendência a acumular na interface ar-água e durante a aeração do esgoto, estes compostos acumulam na superfície das bolhas de ar formando uma espuma muito estável. A utilização de surfactantes biodegradáveis nos detergentes sintéticos reduz a formação de espuma (METCALF&EDDY, 2003).

Os fenóis e pesticidas são compostos orgânicos, que podem ser encontrados no esgoto devido aos despejos industriais e pelo escoamento superficial da água em áreas agricultáveis, respectivamente. Os fenóis interferem na qualidade organoléptica da água potável, especialmente às águas cloradas mesmo que em baixas concentrações. Os pesticidas e herbicidas são tóxicos aos peixes e à vida aquática em geral (PESSOA, 1982).

A matéria inorgânica encontrada no esgoto constitui-se principalmente por areia e substâncias minerais dissolvidas (JORDÃO, 2009).

3.1.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A medida da quantidade de matéria orgânica presente no esgoto é dada pela determinação da DBO, que mede a quantidade de oxigênio dissolvido usado pelos microorganismos para oxidação bioquímica da matéria orgânica.

Segundo Pessoa (1982), o parâmetro DBO é utilizado para determinar a quantidade aproximada de oxigênio requerida para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente em uma amostra, para dimensionamento das unidades de tratamento de esgoto e para medir a eficiência dos processos de tratamento.

De acordo com Jordão (2009), para a determinação da DBO de uma amostra usualmente utiliza-se um período de 5 dias, mantendo-se a temperatura padrão de 20°C. A temperatura deve ser controlada já que tem influência na velocidade das reações biológicas, podendo ser adotados outros valores de acordo com a conveniência.

A oxidação biológica é um processo lento e teoricamente leva um tempo infinito para se completar. Segundo Metcalf&Eddy (2003), após o período de 20 dias, a oxidação está de 95 a 99% completa, e ao final de 5 dias, adotado para a determinação da DBO, a oxidação foi completada em torno de 60 a 70%.

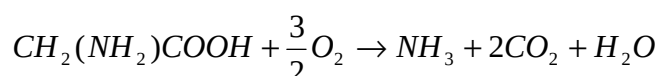
Portanto, quanto mais alto o valor da DBO mais alto o grau de poluição, e à medida que ocorre a estabilização da matéria orgânica ocorre o decrescimento do valor da DBO.

A DBO₅ dos esgotos domésticos em estado bruto geralmente encontra-se na faixa de 100 a 300 mg/L (PESSOA, 1982 e VON SPERLING, 2005).

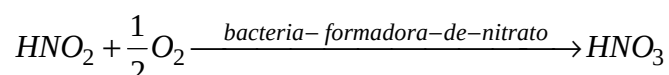
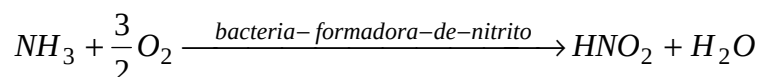
A DBO se processa em dois estágios. A fase iniciada de 0 a 20 dias oxida a matéria carbonácea e após períodos de 60 dias ocorre a nitrificação (JORDÃO, 2009).

As reações se processam conforme indicado por Metcalf&Eddy (2003):

- demanda carbonácea:



- nitrificação:



3.1.2.2 Demanda Química de Oxigênio

A determinação da DQO é a medida da quantidade de oxigênio que é utilizada para oxidar a matéria orgânica de uma amostra oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida.

A DQO é utilizada para medir a matéria orgânica em esgotos domésticos e industriais que contêm compostos tóxicos à vida biológica. Os valores da DQO são geralmente superiores aos da DBO para uma mesma amostra de efluente, devido ao maior número de compostos possíveis de serem oxidados quimicamente que biologicamente, em particular os sais minerais solúveis.

Os valores de DQO e DBO podem ser relacionados para a maioria dos efluentes, e sendo estabelecida a correlação esta pode ser usada para todas as determinações necessárias ao controle e operação das estações de tratamento.

Von Sperling (2005) utiliza a relação entre a DQO e a DBO para obter conclusões sobre a biodegradabilidade dos despejos e do método de tratamento a ser empregado.

A Tabela 3.2 apresenta as relações propostas por Von Sperling (2005) para a relação entre os valores de DQO e de DBO.

TABELA 3.2 – RELAÇÃO DQO/DBO

RELAÇÃO DQO / DBO	
Baixa (< 2,5)	- fração biodegradável elevada - indicação para tratamento biológico
Intermediária (entre 2,5 e 3,5)	- fração biodegradável não elevada - indicação estudos de tratabilidade para verificar viabilidade do tratamento biológico
Elevada (> 3,5)	- fração inerte (não biodegradável) elevada - possível indicação para tratamento físico-químico

FONTE: Adaptado de Von Sperling (2005)

A relação DQO /DBO de um efluente varia à medida que este passa nos estágios de tratamento em uma estação. Segundo Von Sperling (2005), a tendência é de aumento da relação inicialmente verificada, devido à redução seqüencial da fração biodegradável presente, sendo que a fração inerte permanece praticamente a mesma.

Desta maneira o autor conclui que quanto maior a eficiência do tratamento biológico na remoção da matéria orgânica biodegradável, maior a relação entre DQO e DBO podendo chegar a 4,0 ou 5,0.

Para o autor, a grande vantagem em utilizar a DQO é dada pelo tempo de determinação, ficando entre 2 a 3 horas.

O autor também indica como principal desvantagem desta determinação o fato de que no teste da DQO são oxidadas as frações biodegradável e inerte da matéria orgânica. Desta maneira, o consumo de oxigênio a ser consumido no tratamento biológico é superestimado. Outros constituintes inorgânicos reduzidos podem ser oxidados e interferir no resultado da DQO.

3.1.2.3 DBO Solúvel

De acordo com Jordão (2009), tem se tornado prática a referência às fases solúvel e particulada nos esgotos. Atualmente, é reconhecido que as taxas de sedimentação, de adsorção e de reação bioquímica são afetadas pela distribuição das partículas no esgoto.

O autor apresenta a Tabela 3.3, que indica a concentração por fase do parâmetro DBO de acordo com a distribuição das partículas em solúvel, particulada e total.

TABELA 3.3 – CONCENTRAÇÃO TÍPICA DO PARÂMETRO DBO DO ESGOTO DE ACORDO COM A DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS

PARÂMETRO	Concentração (mg/L)		
	Solúvel	Particulada	Total
DBO	65	135	200

FONTE: WEF¹ apud Jordão (2009)

Crespo (2003) considera que os sólidos em suspensão orgânicos geram a DBO particulada e os sólidos coloidais (filtráveis) orgânicos geram a DBO Solúvel.

A DBO Solúvel é obtida pela parcela líquida da amostra após filtração através de membrana de 0,45 µm.

¹ WEF Water Environment Federation. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Alexandria, USA, (1991).

De acordo com o autor, na depuração dos esgotos, com sistemas de tratamento a nível secundário, lodos ativados ou percolação biológica, a eficiência da DBO solúvel é a mais utilizada, visto que o nível de tratamento secundário deixa, relativamente, poucos sólidos filtráveis coloidais orgânicos.

Portanto, a remoção da DBO solúvel está mais relacionada aos processos biológicos de tratamento devido aos mecanismos de adsorção, que é a retenção na superfície da biomassa, e de estabilização, quando serve de alimento para as bactérias.

Este estudo objetiva determinar a eficiência de remoção da parcela solúvel da DBO no processo de flotação por ar dissolvido, tendo em vista que limitará a eficiência final desta tecnologia em termos de retirada da carga orgânica do meio líquido.

3.1.2.4 pH

Pessoa (1982), Dacach (1991) e Jordão (2009) definem pH como o logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio, sendo um parâmetro de qualidade muito importante para controle e operação das estações de tratamento.

$$pH = -\log_{10} [H^+]$$

A faixa de concentração do pH que é adequada para a existência da maior parte da vida biológica é estreita e crítica (METCALF&EDDY, 2003).

De acordo com os autores, efluentes com uma concentração adversa de íons de hidrogênio são dificilmente tratados biologicamente, ou seja, caso essa concentração não seja corrigida antes do lançamento, o efluente alterará as condições das águas receptoras.

3.1.2.5 Nitrogênio

Jordão (2009) afirma que o grau de estabilização da matéria orgânica pode ser obtida de maneira bastante aproximada através da verificação da forma como estão presentes os compostos de nitrogênio.

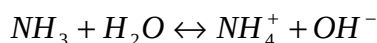
De acordo com o autor, o nitrogênio presente no esgoto fresco está combinado principalmente sob a forma de matéria protéica e uréia, que são decompostos rapidamente pelas bactérias formando amônia. A idade do esgoto é indicada pela quantidade relativa de amônia presente.

Em um ambiente aeróbio, as bactérias oxidam o nitrogênio amoniacal primeiro em nitritos e a seguir em nitratos.

Os nitritos são muito instáveis no esgoto e se oxidam facilmente para a forma de nitratos, geralmente são encontrados em concentrações menores que 1,0 mg/L (JORDÃO, 2009).

Para Metcalf&Eddy (2003), a presença dos nitratos em maior quantidade indica que o esgoto foi estabilizado em relação à demanda de oxigênio. Os nitratos são a forma final de estabilização e podem ser utilizados por algas e outras plantas aquáticas para formar proteína, que por sua vez podem ser utilizadas por animais formando proteína animal. A decomposição biológica das proteínas vegetais e animais forma o nitrogênio amoniacal, completando o ciclo do nitrogênio.

Segundo Von Sperling (2005), o nitrogênio amoniacal existente em solução aquosa com íon de amônia ou amônia depende do pH da solução, conforme a equação a seguir.



Ao nível 9,5 de pH, o equilíbrio é mantido. Caso esteja abaixo de 8, o íon amônia é predominante e se pH estiver acima de 11, praticamente toda a amônia estará na forma de amônia livre.

A concentração de nitratos diminui conforme aumenta o grau de tratamento, estando na faixa de 20 mg/L nos tratamentos secundários e praticamente nulo nos terciários (Metcalf&Eddy, 2003). Von Sperling (2005) explica o fato devido à ocorrência de desnitrificação em tratamentos avançados, que reduzem os nitratos a nitrogênio gasoso.

Von Sperling (2005) afirma que o nitrogênio é um dos macronutrientes essenciais no crescimento de algas e outras plantas aquáticas, bem como para manutenção da vida biológica. Portanto, as determinações de nitrogênio são importantes para a manutenção da atividade biológica nas unidades de tratamento e para o monitoramento da carga de nutrientes lançados nos corpos receptores.

De acordo com Jordão (2009), são utilizadas as determinações do nitrogênio sob as formas de nitrogênio amoniacal (sob forma de íon NH_4^+ ou amônia NH_3), nitrogênio orgânico – método de Kjeldahl, nitrogênio total – método de Kjeldahl (nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal), nitritos e nitratos.

3.1.2.6 Fósforo

Da mesma maneira que o nitrogênio, o fósforo é um macronutriente essencial para o crescimento de algas e outros organismos biológicos. Devido à floração de algas nocivas em águas superficiais, é de grande interesse o controle da quantidade de fósforo nos efluentes domésticos e industriais lançados nos corpos receptores, bem como nas águas de escoamento superficial em áreas agrícolas cujos destinos finais são os rios e lagos (METCALF&EDDY, 2003).

As formas usuais do fósforo encontrados em solução aquosa incluem os ortofosfatos, polifosfatos e fosfatos orgânicos. Os ortofosfatos como PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4 são disponíveis para os metabolismos biológicos sem subdivisão. Os polifosfatos incluem moléculas com dois ou mais átomos de fósforo, átomos de oxigênio e em alguns casos, átomos de hidrogênio combinados em uma molécula complexa. Polifosfatos sofrem hidrólise em solução aquosa e reverterem para a forma de ortofosfato, apesar de ser uma hidrólise bastante lenta (METCALF&EDDY, 2003).

De acordo com Von Sperling (2005), o fósforo presente nos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total nos esgotos domésticos.

3.1.2.7 Enxofre

O sulfato é encontrado na maioria das fontes de água e nos efluentes domésticos. O enxofre é utilizado na síntese das proteínas, sendo liberado na sua degradação (METCALF&EDDY, 2003).

Os sulfatos são quimicamente reduzidos pelas bactérias em condições anaeróbias a sulfitos e sulfeto de hidrogênio (H_2S), e este ao ser oxidado biologicamente forma ácido sulfúrico, que é altamente corrosivo às tubulações de aço às estruturas de concreto armado.

Segundo os autores, o gás sulfídrico não é formado na presença abundante suprimento de oxigênio.

3.1.3 Características Biológicas

Os principais organismos encontrados nas águas superficiais e residuárias são as bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas e os grupos de plantas e de animais (PESSOA, 1982).

Segundo o autor, as bactérias são os elementos responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica na natureza e nas unidades biológicas de tratamento.

De acordo com Jordão (2009), os organismos do grupo coliformes presentes na água são utilizados para indicar a poluição de origem humana e para medir sua grandeza.

As bactérias coliformes fecais são típicas do intestino humano e de outros animais de sangue quente. Por estarem sempre presentes no excremento humano (100 a 400 bilhões de coliformes/hab.dia) e serem de determinação simples são adotadas como referência, sendo que sua medida é dada por estimativa estatística de concentração, o NMP/mL ou 100 mL (numero mais provável), determinado em laboratório.

O autor comenta que a presença de bactérias do grupo “coli” (*Escherichia* e *Aerobacter*) não significa que haja contribuição humana ou animal, pois estes organismos se desenvolvem no solo e podem ser carregados pela água até as redes de esgoto. Portanto existem testes para coliformes fecais CF e coliformes totais CT.

Segundo McGhee (1991), a contagem de bactérias se encontra na faixa de 500.000 a 5.000.000 por mL, dependendo da idade e da diluição do esgoto doméstico. Também são encontrados vírus, protozoários, vermes e outras formas.

3.1.4 Composição Típica do Esgoto Doméstico Bruto

A Tabela 3.4 apresenta resumidamente as principais características de composição típica do esgoto doméstico bruto, classificando o mesmo de acordo com a concentração entre fraco, médio e forte (METCALF&EDDY, 2003).

Os valores apresentados nesta tabela serão comparados oportunamente no decorrer do presente estudo para comparação com os resultados obtidos.

TABELA 3.4 - COMPOSIÇÃO TÍPICA DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO

CONTAMINANTES	UNIDADE	CONCENTRAÇÃO		
		FRACO	MÉDIO	FORTE
Sólidos Totais (ST)	mg/L	350	720	1200
Sólidos Dissolvidos (SD)	mg/L	250	500	850
Fixos (SDF)	mg/L	145	300	525
Voláteis (SDV)	mg/L	105	200	325
Sólidos Suspensos (SS)	mg/L	100	220	350
Fixos (SSF)	mg/L	20	55	75
Voláteis (SSV)	mg/L	80	165	275
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	5	10	20
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅ , 20°C)	mg/L	110	220	400
Carbono Orgânico Total (COT)	mg/L	80	160	290
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	250	500	1000
Nitrogênio (total como N)	mg/L	20	40	85
Orgânico	mg/L	8	15	35
Amônia livre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo (total como P)	mg/L	4	8	15
Orgânico	mg/L	1	3	5
Inorgânico	mg/L	3	5	10
Sulfato	mg/L	20	30	50
Alcalinidade (CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Graxas	mg/L	50	100	150
Coliformes Totais	n/100 mL	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁸ - 10 ⁹
Compostos Orgânicos Voláteis (COV)	mg/L	<100	100 - 400	>400

FONTE: Adaptado de Metcalf&Eddy (2003)

3.2 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE TRATAMENTO DE ESGOTO

Pode-se definir o objetivo do tratamento de esgoto como sendo o processo de remoção de substâncias e demais características indesejáveis, de maneira a adequar o efluente às exigências legais para o lançamento em corpos d'água.

Segundo Van Haandel *et al.* (1994), o tratamento incluirá a redução da concentração das seguintes características do esgoto bruto: sólidos em suspensão, material orgânico (biodegradável), nutrientes (notadamente nitrogênio e fósforo) e/ou organismos patogênicos. De acordo com as exigências da legislação ambiental vigente, o tratamento poderá envolver a redução de uma ou mais das características citadas.

Até o fim do século XIX, os sistemas de tratamento eram projetados para remover os sólidos sedimentáveis, que são a parte mais visível da poluição das águas residuárias, utilizando para isso os processos de sedimentação simples.

Como esse processo não removia a matéria orgânica, os microorganismos presentes no esgoto consumiam o oxigênio presente nos corpos receptores, causando a sua depleção parcial e até mesmo total, causando dificuldades de sobrevivência aos organismos aquáticos que dependem de oxigênio para sua sobrevivência.

Mesmo com a utilização de processo secundário de tratamento, pode ocorrer a redução do nível de oxigênio na água do corpo receptor, sendo atribuída parcialmente devido à presença de amônia, que no ambiente aquático pode ser oxidada para nitrato mediante a presença de oxigênio, no processo denominado de nitrificação.

A introdução de nitrogênio, na forma de nitrato, e de fósforo, na forma de fosfato, nas águas receptoras através da descarga dos efluentes pode prejudicar a sua qualidade, já que esses elementos servem de alimento para a vida aquática, especialmente para as algas, que os utilizam para a síntese celular. Havendo abundante oferta de nutrientes, ocorrerá um aumento significativo da biomassa algal, com produção de OD por fotossíntese durante o dia e alto consumo de oxigênio durante a noite, a ponto de não haver possibilidade de sobrevivência dos outros organismos.

Este fenômeno, chamado de eutrofização, levou a evolução dos processos de tratamento para o nível terciário, onde é feita a remoção de nitrogênio e fósforo.

Jordão (2009) classifica o tratamento de esgotos em processos físicos, químicos ou biológicos, considerando-o como uma série de operações unitárias utilizadas para as transformações de substâncias indesejáveis em outras aceitáveis.

Os processos físicos são os que utilizam as propriedades físicas para a remoção de substâncias sólidas ou não dissolvidas dos efluentes.

A utilização de processos químicos geralmente complementa as operações unitárias do tipo físico ou biológico, quando estes não atingem a eficiência requerida para o efluente. Alguns exemplos de processos químicos são floculação, precipitação química, elutriação, oxidação química, cloração, correção de pH, entre outros.

Os processos biológicos são os que se utilizam da ação dos microorganismos presentes no efluente, reproduzindo de maneira acelerada os fenômenos naturais de degradação da natureza.

3.3 PROCESSO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO

McCarty (1981) define o tratamento anaeróbio como um processo biológico ocorrido na ausência de oxigênio, com estabilização da matéria orgânica através da sua conversão em metano e produtos finais inorgânicos, tais como dióxido de carbono e amônia.

De acordo com Lettinga (1981), o tratamento de efluentes e produção de energia através da digestão anaeróbia parece extremamente atraente para países em desenvolvimento, porque apresenta diversas vantagens, tais como instalações de técnicas simples, produção e utilização de energia e pode ser usado em todas as escalas e circunstâncias variadas.

Os reatores anaeróbios da alta taxa, como leito fluidizado e de fluxo ascendente, foram desenvolvidos a partir de 1970, utilizados principalmente para o tratamento de águas residuárias da indústria.

Campos *et al.* (1999) observou que o sistema de tratamento anaeróbio foi aplicado como processo principal de tratamento a partir dos anos 80, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil, Colômbia, Índia e México, com clima favorável para operação de reatores à temperatura ambiente.

De acordo com Jordão (2009), o processo anaeróbio está baseado em três fatores fundamentais: a) acumulação da biomassa no interior do reator, devido à sedimentação, agregação a sólidos ou recirculação, fazendo com que os microorganismos permaneçam mais tempo do que o tempo de retenção hidráulica; b) grande contato entre a biomassa e o líquido; c) melhor atividade da biomassa.

Campos *et al.* (1999) aponta que a tendência de uso do reator anaeróbio como principal unidade de tratamento biológico do esgoto está relacionada com a constatação de que grande parte da fração de matéria orgânica, geralmente próxima de 70% do total, é removida nessa unidade sem uso de energia e sem adição de substâncias químicas auxiliares.

As grandes vantagens já amplamente reconhecidas na utilização de reatores anaeróbios são: a) baixo consumo de energia; b) menor produção de lodo de excesso e, conseqüentemente, sensível economia no manejo e destino final do lodo residual; c) possibilidade de utilização do gás metano como combustível para diversos fins; d) possibilidade de bom funcionamento após longos períodos de interrupção, como no caso de efluentes sazonais.

Algumas desvantagens observadas por Campos *et al.* (1999) estão relacionados com o longo período de partida do sistema se não há disponibilidade de inóculo adequado; a sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas) e a possível emissão de odores ofensivos.

Na maioria dos casos, o tratamento anaeróbio é considerado como um pré-tratamento, sendo necessário algum processo de tratamento complementar antes do lançamento, para a remoção da parcela remanescente de matéria orgânica e conseqüente atendimento aos padrões de qualidade requeridos pelos órgãos ambientais (CAMPOS *et al.*, 1999).

O acompanhamento operacional de reatores de manta de lodo, segundo relatado por Jordão (2009), ratifica a necessidade de pós-tratamento, observando que a estabilidade do processo é prejudicada à medida que se diminui o tempo de detenção hidráulica, sendo que a eficiência na remoção de DBO encontra-se na faixa de 40 a 75%.

Entre as alternativas de pós-tratamento mais utilizadas, incluem-se: a) lagoas facultativas; b) lagoas de alta taxa; c) lagoas aeradas com retenção do lodo produzido; d) reator de leito fluidificado; e) disposição no solo; f) lodos ativados; g) filtro biológico aeróbio; h) tratamento físico-químico; entre outros (CAMPOS *et al.*, 2001).

3.3.1 Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia

Segundo Campos *et al.* (1999), a digestão anaeróbia é um processo biológico na ausência de oxigênio molecular, onde um consórcio de diversos tipos de microorganismos promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples, como metano e gás carbônico.

O autor cita a importância de acelerar os processos de digestão anaeróbia, nisto envolvendo desde a concepção do projeto do reator bem como a manutenção de condições operacionais estáveis.

Em relação ao projeto, devem ser observadas prerrogativas básicas, que são garantia da manutenção de grande massa das bactérias ativas que atuam no processo da digestão anaeróbia e aumentar a intensidade do contato entre o material orgânico presente no afluente e a massa bacteriana existente dentro do reator.

Quanto às condições operacionais, os fatores que mais influem são a temperatura, o pH, a presença de elementos nutrientes e a ausência de materiais tóxicos no afluente, sendo que o controle destes parâmetros deve fazer parte da rotina operacional do reator (CAMPOS *et al.*, 1999).

3.3.2 Metabolismo Bacteriano

Chama-se de metabolismo bacteriano a utilização do material orgânico pelas bactérias, que se dá por dois mecanismos distintos, chamados de anabolismo e catabolismo. Os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes e sempre ocorrem simultaneamente.

Em sistemas de tratamento biológico, como no caso dos reatores anaeróbios, o material orgânico presente no afluente é convertido pela ação bioquímica das bactérias, principalmente pelas heterótrofas.

Foresti *et al.* (1999) e Van Haandel *et al.* (1994) explicam os processos do metabolismo bacteriano.

No anabolismo, as bactérias heterótrofas usam o material orgânico como fonte material para a síntese de material celular, o que resulta no aumento da massa bacteriana.

No catabolismo, o material orgânico é usado como fonte de energia por meio de sua conversão em produtos estáveis, liberando energia, parte da qual é usada pelas bactérias no processo de anabolismo. O catabolismo pode ocorrer em ambientes aeróbios, onde há presença de oxigênio, que funciona como oxidante da matéria orgânica, bem como em ambientes anaeróbios.

Os produtos catabólicos são diferentes para os ambientes aeróbios e anaeróbios, sendo os principais o dióxido de carbono e a água no primeiro e metano e dióxido de carbono no segundo.

Como grande parte dos produtos da digestão anaeróbia é constituída por gases, estes se desprendem da fase líquida à temperatura ambiente, formando uma fase gasosa, chamada de biogás, que pode ser usado na geração de energia. Assim há remoção do material orgânico na fase líquida por meio da sua transferência para a fase gasosa, embora o material orgânico não seja mineralizado como no caso do catabolismo oxidativo (FORESTI *et al.*, 1999).

3.3.3 Processos de Conversão em Sistemas Anaeróbios

De acordo com Van Haandel *et al.* (1994), a transformação das macromoléculas orgânicas complexas presentes no esgoto em biogás requer uma série de reações sequenciais e a mediação de vários grupos diferentes de microorganismos.

Segundo Foresti *et al.* (1999), para digestão anaeróbia da maior parte do material orgânico, constituído principalmente de proteínas, carboidratos e lipídios, pode-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global de conversão: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

3.3.4 Produção de Lodo

Todos os sistemas biológicos de tratamento de esgoto produzem sólidos que se acumulam ao longo do tempo nas unidades de tratamento, havendo necessidade de descartá-los com determinada frequência. (VAN HAANDEL *et al.*, 1994).

Conhecido como lodo de excesso, é composto por uma mistura de sólidos inorgânicos e orgânicos, sendo que o lodo inorgânico é originado da floculação de sólidos inorgânicos em suspensão e o lodo orgânico é composto em parte por uma massa bacteriana viva e em parte por sólidos voláteis suspensos sem atividade biológica, que vem da floculação de sólidos orgânicos inertes no afluente e do resíduo endógeno resultante do decaimento das bactérias.

Os autores citam que em sistemas anaeróbios a produção de lodo geralmente é maior que a mínima de $0,02 \text{ g SVS.g}^{-1} \text{ DQO}$. Isto decorre do fato de ocorrerem outros processos preparatórios na digestão anaeróbia de material orgânico complexo antes da metanogênese, resultando na formação de várias populações bacterianas e também devido à floculação de sólidos orgânicos inertes do afluente. Desse modo, os autores citam que a expectativa de produção é da ordem de $0,10 \text{ kg SVS.g}^{-1} \text{ DQO}$.

Para Van Haandel *et al.* (1994), em termos de geração de lodo, o tratamento anaeróbio de águas residuárias oferece grandes vantagens quando comparado com o tratamento aeróbio.

O custo da estabilização aeróbia ou anaeróbia do lodo em um digestor representa uma fração bastante significativa do custo operacional de sistemas aeróbios, da ordem de 40 a 60%.

Em contraste, o lodo anaeróbio de excesso por sua natureza já é estabilizado quando sai do reator, portanto, não requer estabilização antes da separação sólido-líquido.

3.3.5 Fatores interferentes na digestão anaeróbia

De acordo com Foresti *et al.* (1999), os fatores que mais interferem no desempenho da digestão anaeróbia são a temperatura, a presença de nutrientes, os valores de pH e alcalinidade, a capacidade de assimilação de cargas tóxicas, a ocorrência de sobrecargas hidráulicas e a atividade metanogênica.

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes, posto que afeta de várias maneiras os processos biológicos. Dentre seus principais efeitos os autores citam as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, em especial dos lipídios.

Os macronutrientes nitrogênio e fósforo são essenciais para os processos biológicos. A quantidade destes nutrientes em relação à matéria orgânica presente depende da eficiência dos microorganismos em obter energia para sintetizá-los a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. Além de nitrogênio e fósforo, o enxofre é considerado nutriente essencial para a metanogênese.

Micronutrientes também são importantes e estimulam os processos anaeróbios, destacando-se o ferro, cobalto, níquel e zinco.

Os autores indicam que o crescimento ótimo das bactérias anaeróbias metanogênicas ocorre em estreita faixa de pH. A ação microbiana pode alterar o pH do meio, porém em tratamento de esgotos sanitário em reatores anaeróbios de alta taxa dificilmente haverá variação de pH fora da faixa de 6,5 a 7,5 devido à predominância do sistema carbônico neste tipo de efluente.

Caso o reator mantenha as fases de acidogênese e metanogênese em equilíbrio, o pH no seu interior ficará próximo ou levemente superior a 7,0.

A sensibilidade dos processos anaeróbios a cargas tóxicas depende principalmente do tempo de retenção celular ou idade do lodo. Quanto maior a idade do lodo, maior é a capacidade do reator de assimilar cargas tóxicas.

O arraste de sólidos, e conseqüente aumento da carga orgânica no efluente dos reatores e redução da eficiência, ocorre devido às sobrecargas hidráulicas.

A atividade metanogênica do lodo interfere diretamente na eficiência do processo, já que a remoção de matéria orgânica na digestão anaeróbia decorre da transformação dos produtos finais da fase fermentativa em metano, que é removido da fase líquida para a fase gasosa junto com outros gases.

3.3.6 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

Van Haandel *et al.* (1994) apresentam o descritivo do funcionamento hidráulico do reator anaeróbio de fluxo ascendente.

Segundo os autores, o dispositivo mais característico do reator é o separador de fases, que o divide em uma parte inferior ou zona de digestão, onde há um leito de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e uma parte superior ou zona de sedimentação.

De acordo com Chernicharo et al. (1999), o separador de fases do reator é responsável pelo retorno do lodo e a grande capacidade de retenção de elevadas quantidades de biomassa, com característica de elevada atividade, sem necessidade de qualquer meio suporte. Devido a essa configuração, os reatores apresentam tempos de residência celular, ou idade do lodo, elevados, muito superiores aos tempos de detenção hidráulica, caracterizando sistema anaeróbio de alta taxa. Sendo o tempo de residência superior a 30 dias, o lodo descartado do sistema já se encontra estabilizado.

O efluente é distribuído no fundo do reator e segue uma trajetória ascendente, passando pela zona de digestão, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando para a zona de sedimentação.

Quando o efluente entra no reator há mistura do material orgânico nele presente com o lodo anaeróbio presente na zona de digestão, onde ocorre a digestão anaeróbia, que resulta na produção de biogás e no crescimento do lodo.

O líquido escoar em direção ascendente e passa pelas aberturas que existem no separador de fases para a parte superior do reator. Devido à forma do separador de fases, a área disponível para o escoamento ascensional do líquido na parte superior aumenta na medida em que o líquido se aproxima da superfície para que ocorra a diminuição da velocidade.

Desse modo, flocos de lodo que são arrastados e passam pelas aberturas no separador de fases para a parte superior do reator encontrarão uma zona tranquila, sendo possível que a velocidade de sedimentação da partícula se torne maior que a velocidade de arraste pelo líquido numa determinada altura, podendo ser depositada sobre a superfície inclinada do separador.

Quando uma massa suficientemente grande de sólidos acumular e o peso aparente se tornar maior que a força de atrito, esta deslizará entrando novamente na zona de digestão na parte inferior do reator.

A zona de sedimentação acima do separador de fases resulta na retenção do lodo, permitindo a presença de uma grande massa na zona de digestão enquanto se descarrega um efluente substancialmente livre de sólidos sedimentáveis.

As bolhas de biogás que se formam na zona de digestão e que estão dissolvidas na fase líquida sobem até encontrarem uma interface líquido-gás, presente abaixo do separador de fases, onde se desprendem do líquido formando uma fase gasosa. Flocos de lodo, eventualmente aderidos às bolhas podem subir até a interface mas, após o desprendimento do gás, tenderão a decantar para novamente fazer parte da massa de lodo na zona de digestão.

As bolhas de gás que se formam verticalmente abaixo das aberturas do separador de fases, necessárias para o escoamento da fase líquida para a parte superior do reator, precisam ser desviadas para evitar que passem pelas mesmas aberturas, criando turbulência na zona de sedimentação. Para tanto, coloca-se obstáculos que funcionam como defletores de gás abaixo das aberturas.

A Figura 3.3 ilustra esquematicamente o sistema separador de fases sólido-líquido-gás (CHERNICHARO, 2007).

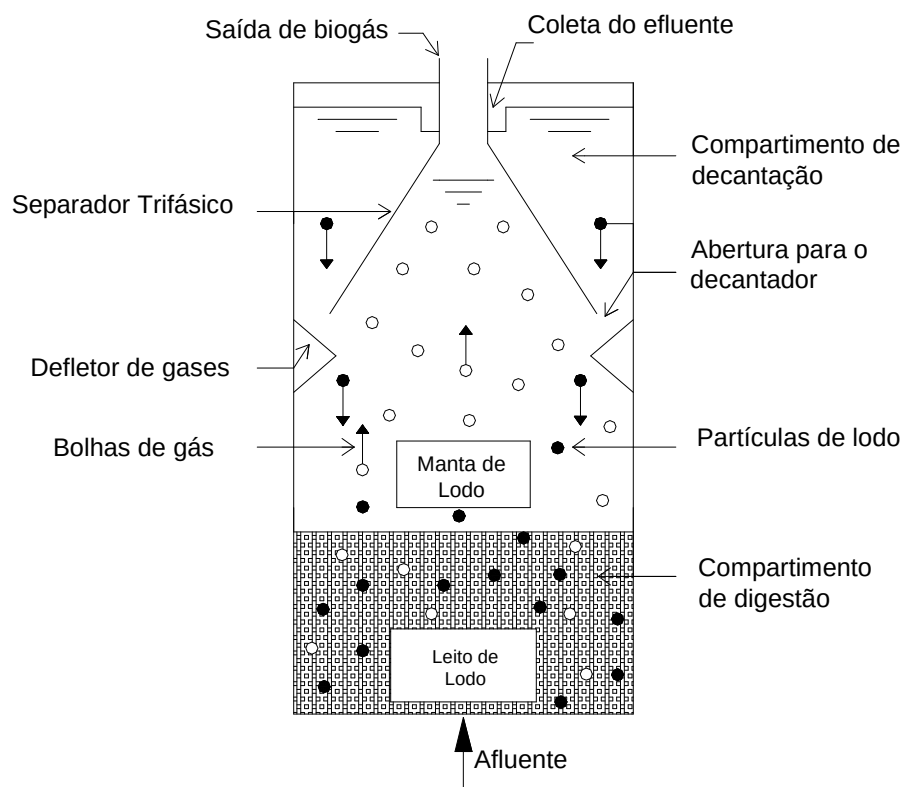


FIGURA 3.3 – ESQUEMA DO SISTEMA SEPARADOR TRIFÁSICO
FONTE: CHERNICHARO (2007).

3.3.7 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

De acordo com Chernicharo *et al.* (2001c) e Von Sperling *et al.* (2005a) os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluente que atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Assim, torna-se imprescindível o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios para adequar o efluente às exigências legais.

Segundo os autores, o pós-tratamento tem como papel completar a remoção da matéria orgânica, bem como promover a remoção dos constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como os nutrientes nitrogênio e fósforo e os organismos patogênicos.

3.4 FLOTAÇÃO

3.4.1 Aspectos Gerais

O processo de tratamento flotação por ar dissolvido (FAD) foi desenvolvido para a recuperação de fibras na indústria de papel em meados de 1920, nos países escandinavos. Atualmente a tecnologia é reconhecida como um dos mais econômicos e efetivos processos para recuperação e remoção de sólidos, íons, microorganismos, para redução da demanda química (DQO) e biológica de oxigênio (DBO) e no espessamento de lodos. Utilizado também nos processos de tratamento de água, a FAD pode ser usada em substituição aos processos primários de coagulação e sedimentação, o qual foi adotado em todas as ETAs dos Países Baixos. (REVISTA BIO, JULHO/SETEMBRO 2002)

Campos *et al.* (2001) aponta a FAD como uma técnica de separação de fases já consagrada em diversos tipos de aplicações no campo de saneamento ambiental, destacando-se como parte dos sistemas de tratamento de águas residuárias geradas em diversos tipos de indústrias, tais como de papel e celulose, petrolífera, tintas, óleos vegetais e alimentícia em geral.

O autor enfatiza a atenção que o processo de flotação tem recebido de diversos pesquisadores da área de saneamento, tendo em vista as vantagens que esta alternativa oferece, os quais vêm desenvolvendo investigações a respeito dos diversos parâmetros que influem no processo, além de novas aplicações. Dentre eles, pode-se citar: BRATBY (1982), ZABEL (1985), EDZWALD (1992), REALI E CAMPOS (1993 e 1995).

Em artigo publicado no ano de 2002 da Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente - BIO relata-se que a Sabesp vem realizando desde 1997 a experiência de tratamento em fluxo por floculação seguido de flotação para a melhoria da qualidade da água dos mananciais utilizados como fonte de captação, principalmente para remoção dos contaminantes neles lançados, nas áreas urbanas, através das chamadas fontes difusas. A tecnologia está sendo aplicada na estação de tratamento de 200 L/s no Córrego Guavirutuba, contribuinte da represa Guarapiranga, na zona sul de São Paulo, bem como no Parque Ibirapuera, no Horto Florestal e no Parque Estadual do Jaraguá. Também está sendo aplicada com sucesso na Praia de Enseada, município de Guarujá (SP), em sistemas de drenagem que deságuam na orla marítima e interferem diretamente na balneabilidade das praias. Com o mesmo objetivo, a flotação em canais está presente na cidade de São Paulo (SP), Joinville (SC), Belo Horizonte (MG) e Rio de Janeiro (RJ) no rio Pinheiros. A água salgada da Baía de Guanabara (RJ) que abastece o “Piscinão de Ramos” está sendo tratada através da flotação, com posterior adição de cloro.

Em Manaus, capital do Amazonas, a empresa responsável pelo serviço de abastecimento de água optou pelo processo de flotação para tratar as águas do Rio Negro, manancial da cidade, devido ao alto índice de cor e baixo pH, o que dificultaria a decantação.

Segundo o artigo, na cidade de Uberlândia (MG), o processo de flotação está sendo utilizado como complementação ao tratamento de esgoto feito nos reatores anaeróbios de fluxo ascendente, com capacidade de tratar os esgotos gerados por uma população de 1 milhão de pessoas.

Segundo Idesol² (1996) apud Tessele (2005), o processo de flotação é conhecido há mais de um século na área mineiro-metalúrgica, entretanto sua aplicação como tecnologia de descontaminação de efluentes líquidos é pouco conhecida com a exceção da flotação por ar dissolvido (FAD).

A Revista Saneamento Ambiental trouxe artigo de Tessele *et al.* (2005) dedicado ao processo de flotação, onde apresenta o crescente emprego do processo FAD na área de tratamento de esgotos sanitários. Alguns exemplos importantes citados são as ETES Sul e Norte da Caesb (DF), onde a FAD é aplicada no pós-tratamento de efluentes secundários de processos aeróbios. No tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB para remoção de fósforo, SST e DQO usando sais de ferro e alumínio, diversas plantas de FAD encontram-se em operação, incluindo a Caesb (DF), Sanepar (PR) nas ETES Ronda (Ponta Grossa – escala piloto) e ETE Cambuí (360 m³/h desde 1998), bem como em Uberlândia (MG), atendendo a uma população de um milhão de habitantes e aproximadamente 8.300 m³/h.

Campos (2001) comenta que mais recentemente a flotação tem sido empregada com bastante sucesso na clarificação de águas para abastecimento, em substituição aos decantadores.

Além de apresentar bom desempenho como processo de separação de fases, a flotação apresenta algumas vantagens adicionais em relação à sedimentação, podendo-se citar a possibilidade de arraste, pelas microbolhas de gás, de parcela de substâncias voláteis porventura presentes na água; a possibilidade de oxidação de íons metálicos dissolvidos na água, como o ferro por exemplo; a produção de lodo com elevado teor de sólidos na superfície do flotador, podendo chegar a valores de até 12%, dependendo do tipo de dispositivo de coleta utilizado e das características da dispersão.

O autor cita que o fato da flotação ser um processo de alta taxa, resulta em unidades compactas e versáteis, que possibilitam bom nível de controle operacional através do monitoramento da quantidade de ar fornecida ao processo.

² Idesol Ingenieros, S.A. Comunicação Pessoal, 2002.

3.4.2 Polimento do Efluente Tratado Anaerobicamente

Conforme já mencionado nos itens anteriores, o tratamento complementar aos reatores anaeróbios é necessário quando o corpo receptor requer efluente com oxigênio dissolvido ou com qualidade superior à atingida pelo processo anaeróbio em termos de DBO ou DQO ou quando é exigida remoção de nutrientes e/ou coliformes.

Entre as alternativas de pós-tratamento citadas por Campos *et al.* (2001) no item 3.6, encontra-se o tratamento físico-químico.

Neste grupo enquadra-se o processo de flotação por ar dissolvido, que utiliza as propriedades aglutinantes dos coagulantes químicos, especialmente cloreto férrico e cal. Esta alternativa, além de promover a remoção adicional de DBO, melhora de forma considerável a remoção de fósforo e de patogênicos.

Segundo Alem Sobrinho *et al.* (2001), tratamentos físico-químicos do tipo flotação com ar dissolvido, com uso de sais de metais trivalentes e polieletrólitos, apresentam eficiência na remoção de sólidos em suspensão, de matéria coloidal e fósforo. Considerando o esgoto bruto, a eficiência alcançada na remoção de DQO e DBO é de, no máximo, 65 e 60% respectivamente.

Entretanto, de acordo com os autores, a eficiência de remoção da matéria orgânica solúvel nesse tipo de tratamento é praticamente nula. Pode-se, mediante essa constatação, utilizar o tratamento biológico anaeróbio a montante das unidades de tratamento físico-químico para obtenção de uma boa eficiência final em relação à matéria orgânica e também ao fósforo.

De acordo com Alem Sobrinho *et al.* (2001), no âmbito do PROSAB foi estudado o uso de reatores UASB seguidos de FAD pela equipe da EESC-USP, em escala piloto, e em escala real pela equipe da PUC-PR e Sanepar. O efluente final obtido apresentou DBO < 30 mg/L e P ≤ 1 mg/L, utilizando em ambos os casos o cloreto férrico como coagulante em dosagens de 50 a 80 mg/L.

Segundo Von Sperling (2002) são esperadas as eficiências de remoção de 80 a 90% para DQO e de 70 a 80% para DBO Total em estações com processo de tratamento de esgoto do tipo reator anaeróbio seguido por flotação por ar dissolvido. Além disso, a qualidade esperada do efluente é ≤ 120 mg/L para o constituinte DQO e ≤ 40 mg/L para o constituinte DBO Total.

3.4.3 Funcionamento da Flotação

Campos *et al.* (2001) apresenta detalhadamente o trajeto percorrido pelo efluente dentro do processo de flotação por ar dissolvido.

O efluente do reator anaeróbio, após receber o coagulante na câmara de mistura rápida, é encaminhado para as unidades de floculação, dotadas de agitadores lentos mecanizados.

Segundo os autores, em seqüência ao processo de floculação, o efluente floculado tem acesso à unidade de flotação por ar dissolvido, onde, logo na entrada, é misturado ao líquido de recirculação, proveniente da câmara de saturação.

O líquido de recirculação é distribuído ao longo da largura do flotador através de dispositivos de despressurização, responsáveis pela liberação das microbolhas de ar que atuarão como agentes de flotação.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2008), a separação das partículas presentes na água bruta ou na água coagulada e floculada, mediante o uso de sais de alumínio ou de ferro e de polímeros, ocorre na flotação pela introdução das microbolhas de ar que, colidindo e aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo e causam ascensão das mesmas em direção à superfície da unidade de flotação, formando uma camada de lodo flotado.

Seguindo Campos *et al.* (2001), a camada de lodo flotado é então encaminhada, por intermédio dos raspadores de superfície que são acionados de forma contínua ou intermitente, em direção à canaleta de coleta existente na extremidade do flotador, de onde é retirado para destinação final adequada.

O fundo do flotador pode ser construído com a forma de tronco de pirâmide dotado de tubulações de descarga, com a finalidade de acumular os sólidos que porventura venham a sedimentar.

Por sua vez o líquido clarificado, escoando por baixo de um anteparo de saída, é coletado através de vertedores apropriados e encaminhado para fora da unidade, constituindo o efluente final tratado.

Uma parcela do efluente tratado é encaminhada através de uma bomba de alta pressão, que atua na faixa de 4,0 a 5,5 kgf/cm², para o interior da câmara de saturação. Nessa câmara, ocorre a mistura de ar comprimido, com conseqüente dissolução do mesmo à massa líquida devido à alta pressão, a qual é misturada na seqüência à água floculada, conforme descrito anteriormente. (Campos *et al.*, 2001).

Para Di Bernardo *et al.* (2005), a clarificação por flotação em geral é adequada ao tratamento de águas de baixa turbidez com cor verdadeira e/ou densidade de algas elevada.

Segundo os autores, é recomendada a realização de ensaios em laboratório para definir os parâmetros de projeto tais como tipo e dosagem de coagulante e de alcalinizante, além do pH de coagulação; verificação de gradientes de velocidade e tempos de agitação na mistura rápida e na floculação; taxa de recirculação de água pressurizada; e pressão e tempo de pressurização na câmara de saturação.

3.4.4 Processos Básicos de Flotação por Ar Dissolvido

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), os três processos básicos de flotação pressurizada que podem ser utilizados são: com pressurização parcial do afluente, com pressurização total do afluente e com pressurização da recirculação.

Para aplicações em tratamento de água que requeiram remoção de flocos frágeis, tem sido recomendado o sistema com pressurização da recirculação.

Em todos os processos, as microbolhas são produzidas pela redução da pressão de água saturada com ar.

3.4.5 Etapas da Flotação

Segundo Zabel³ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), para que ocorra a separação das fases sólidas e líquidas, a flotação deve ser analisada, principalmente em três etapas, conforme esquema apresentado na Figura 3.4. Estas são limitadoras no controle das taxas de flotação e podem ser modificadas ou controladas física ou quimicamente por meio de processo ou de operação das unidades de flotação.

³ ZABEL, T. Flotation In Water Treatment. In> Scientific Basis Of Flotation. Cambridge, Ed. K. Ives. 1982

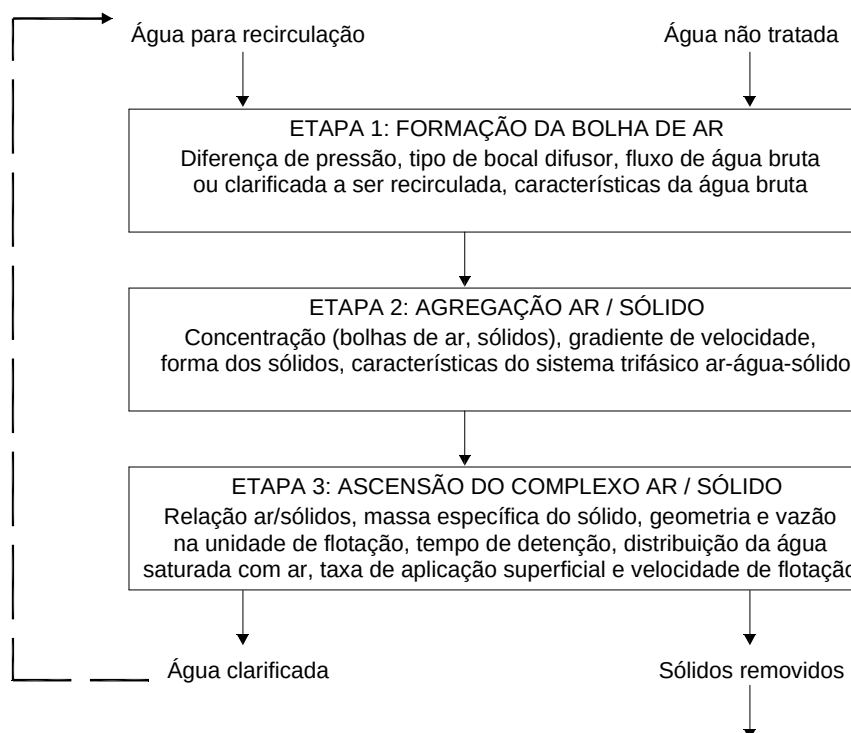


FIGURA 3.4 – ETAPAS LIMITANTES PARA O PROCESSO DE FLOTAÇÃO
FONTE: Adaptado de DI BERNARDO *et al.* (2005).

Além das etapas citadas na Figura 3.4, Di Bernardo *et al.* (2005) cita outras etapas importantes para o resultado final do tratamento com flotação: a dissolução sob pressão de ar/gás no líquido, a adição de produtos químicos para estabilizar as bolhas de gás, a agregação dos sólidos na etapa de floculação, a interferência da ação de produtos químicos na agregação entre as bolhas de gás e as partículas e a movimentação do conjunto bolha de gás-partículas considerando a geometria do sistema, a existência de anteparos e o tipo de mistura adotada.

3.4.6 Coagulação

Segundo Di Bernardo *et al.* (2005), a coagulação resulta basicamente de dois fenômenos: químicos e físicos.

Os fenômenos químicos envolvem a adição de produtos químicos, na maioria das vezes sais de alumínio e de ferro, bem como se podem utilizar polímeros sintéticos ou vegetais catiônicos. Consistem nas reações do coagulante com o meio líquido e na formação das espécies hidrolisadas com carga positiva e estas dependem da concentração do metal do coagulante e do pH final da mistura.

Os fenômenos físicos envolvem o transporte das espécies hidrolisadas propiciando o contato entre as impurezas presentes no meio líquido e a aglomeração para formação de flocos na etapa seguinte.

Os autores consideram que a coagulação depende fundamentalmente das características da água e das impurezas presentes, tais como os parâmetros pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, potencial zeta, condutividade elétrica, tamanho e distribuição das partículas em estado coloidal e em suspensão entre outros.

As partículas coloidais são consideradas termodinamicamente estáveis sob o ponto de vista energético e chamadas de colóides reversíveis. Estes passam pela coagulação sem serem alterados de maneira significativa.

Os colóides irreversíveis são termodinamicamente instáveis e estão sujeitos à coagulação de forma significativa.

Entretanto, os autores esclarecem que os termos estável e instável aplicados aos colóides irreversíveis referem-se à cinética da coagulação e não às características energéticas.

As partículas e moléculas possuem duas formas de estabilidade: a eletrostática e a estérica, sendo que para cada uma são consideradas a estrutura da interface sólido-líquido e as forças entre duas interfaces próximas entre si (DI BERNARDO *et al.*, 2005).

3.4.6.1 Estabilidade Eletrostática

A maior parte das partículas e moléculas de substâncias húmicas na água possui superfície carregada eletricamente, geralmente negativa e decorrente de três fenômenos (DI BERNARDO *et al.*, 2005):

- grupos presentes na superfície sólida que podem receber ou doar elétrons ao reagir com a água, sendo que a carga superficial depende da concentração de prótons ou do pH da água;
- grupos superficiais podem reagir com outros solutos além de prótons na água;
- imperfeições na estrutura da partícula são responsáveis por grande parte da carga superficial.

De acordo com os autores, devido aos fenômenos citados, por meio dos quais os colóides se apresentam com carga superficial negativa, há ocorrência de um balanço com os íons de carga contrária presentes na água. Sendo assim, o sistema coloidal não apresenta carga elétrica líquida, mantendo-se estável.

A carga superficial e o excesso de íons com carga oposta adsorvidos na partícula formam a Dupla Camada Elétrica. O meio circundante se torna eletricamente neutro e na região mais distante da superfície existe a distribuição de íons de mesma carga distribuídos de forma difusa no meio polar.

A configuração esquemática da formação da dupla camada elétrica encontra-se apresentada na Figura 3.5, sendo que a distância entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária até o limite da camada difusa representa o potencial zeta (DI BERNARDO *et al.*, 2005).

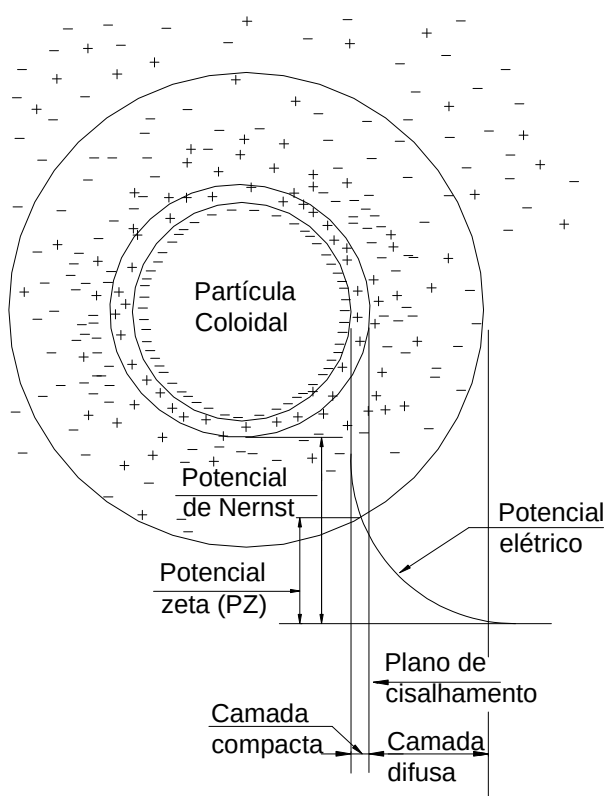


FIGURA 3.5 – ESQUEMA DA DUPLA CAMADA ELÉTRICA
FONTE: Adaptado de DI BERNARDO *et al.* (2005).

3.4.6.2 Estabilidade Estérica

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), a estabilização estérica, que se refere ao arranjo dos átomos, pode resultar da adsorção de polímeros na superfície das partículas coloidais em decorrência da interação carga-carga, de ligações de hidrogênio, interações de van de Waals e pela combinação destas.

Os polímeros adsorvidos afetam as interações repulsivas e atrativas, portanto podem tanto estabilizar quanto desestabilizar, dependendo principalmente da quantidade relativa de polímero e de partículas, da afinidade entre o polímero e a partícula e a água e do tipo e da concentração de eletrólitos presentes.

3.4.6.3 Mecanismos da coagulação

Di Bernardo *et al.* (2005) explica que as impurezas contidas na água bruta tais como partículas coloidais, substâncias húmicas e organismos em geral, possuem cargas superficiais negativas, o que as afasta umas das outras impedindo que se aproximem.

Para alterar a força iônica do meio, são adicionados sais de alumínio ou de ferro, bem como polímeros sintéticos ou vegetais catiônicos.

Assim, a coagulação ocorre como resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da dupla camada elétrica; adsorção e neutralização; varredura e adsorção e formação de pontes.

Odegaard⁴ (1979) apud Aisse (2001) afirma que todos os mecanismos, com exceção do primeiro, ocorrem em águas residuárias.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), no mecanismo da varredura, dependendo da quantidade adicionada de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água poderá ocorrer a formação de precipitados de hidróxido de alumínio ou de ferro, quando são utilizados sais destes metais como coagulantes. Os flocos obtidos são geralmente maiores e sedimentam ou flutam com mais facilidade que os flocos formados através dos outros mecanismos.

⁴ ODEGAARD, H. Chemical Floc Formation In Wastewater Treatment – An Introduction. Prog. Wat. Tech., Supl. 1, P.103-110, Pergamon Press, 1979.

Di Bernardo *et al.* (2003b) indica que o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas é adequado às tecnologias de tratamento que empregam a filtração direta, pois nestes casos não há necessidade de formação de grandes flocos, mas sim partículas desestabilizadas para serem retidas no filtro. Nesse mecanismo, a dosagem de coagulante geralmente é inferior àquela utilizada quando se emprega a varredura.

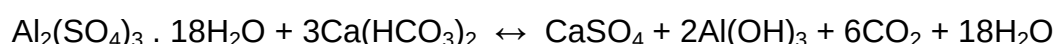
O mecanismo de adsorção e formação de pontes é observado principalmente quando é realizada a aplicação de polímeros de grandes cadeias moleculares como auxiliares de coagulação, os quais servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas (DI BERNARDO *et al.*, 2005).

3.4.6.4 Tipos de coagulantes empregados

Aisse *et al.* (2001) indica que o grau de clarificação do efluente final depende da quantidade de coagulante aplicado e do cuidado operacional no processo. Por meio da precipitação química seguida de remoção dos flocos podem ser obtidas remoções de 80 a 90% de sólidos suspensos totais, de 40 a 70% de DBO, de 30 a 60% de DQO e de 80 a 90% de bactérias.

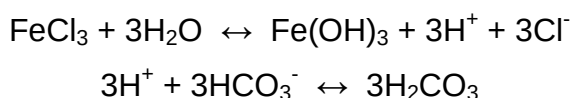
Metcalf&Eddy (2003) apresentam as reações que ocorrem após a adição dos produtos químicos coagulantes ao efluente, que interagem com as substâncias normalmente presentes no meio.

- *Sulfato de alumínio:*



De acordo com Aisse *et al.* (2001), caso a alcalinidade disponível seja insuficiente pode-se adicionar cal para correção. Essa medida geralmente não é necessária para efluente de esgoto sanitário.

- *Cloreto Férrico:*



Ainda deve ser avaliada a solubilidade das diversas espécies hidrolisadas de alumínio e ferro em diferentes valores de pH, já que a coagulação depende da concentração de cada espécie na solução (AISSE *et al.*, 2001).

Segundo Richter (2009), de modo geral todos os coagulantes férricos são eficientes em larga faixa de pH, entre 4 e 11.

3.4.6.5 Uso de Polímeros como Coagulantes Auxiliares

Di Bernardo *et al.* (2005) cita que polímeros sintéticos e naturais são usados como auxiliares de coagulação, floculação ou filtração.

Os polímeros catiônicos reduzem consideravelmente a dosagem do coagulante primário quando este é um sal de alumínio ou de ferro.

Como auxiliares de floculação, são empregados para aumentar a velocidade de sedimentação dos flocos, reduzir a ação das forças de cisalhamento nos flocos durante a veiculação da água floculada e diminuir a dosagem do coagulante primário. Também são usados para aumentar as forças atuantes nos flocos presentes no manto de lodo em flotadores ou decantadores.

3.4.6.6 Conceito do gradiente de velocidade

Para Richter *et al.* (1991), define-se que o agente físico para realização da coagulação e floculação é a agitação da água, através da operação de mistura. A mistura rápida se aplica à coagulação e a mistura lenta à floculação.

O conceito de gradiente de velocidade teve origem nas primeiras teorias sobre a conjunção de partículas, devidas a von Smoluchowski (1917) que demonstrou que a taxa de colisão entre partículas é resultado do movimento do fluido e portanto, controlável.

Segundo os autores, o gradiente médio de velocidade, comumente adotado pela sigla G, pode ser facilmente calculado pela fórmula Camp e Stein.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

Onde:

G = gradiente de velocidade (s^{-1});

μ = coeficiente de viscosidade dinâmica ($kgf.s.m^{-2}$);

P = potência aplicada à água ($kgf.m.s^{-1}$);

V = volume da câmara de mistura (m^3).

3.4.6.7 Controle do Processo de Coagulação

Di Bernardo *et al.* (2005) indica a utilização de alguns métodos de controle do processo de coagulação.

Segundo Richter (2009), o pH de coagulação é parâmetro crítico na eficiência do processo. Como o pH resultante depende do coagulante utilizado, da dose aplicada e da alcalinidade presente, utiliza-se os ensaios conhecidos como teste de jarros para otimizar o processo e obter os dados.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), nas estações de tratamento de esgoto pode-se obter o par de valores de dosagem de coagulantes e pH de coagulação, utilizando equipamento de jarrest ou flotatest ou através de uma instalação piloto de escoamento contínuo.

3.4.6.8 Unidades de mistura rápida

Para Di Bernardo *et al.* (2005), nas estações de tratamento a operação unitária de mistura é usada para duas finalidades.

A primeira é a mistura rápida, possibilitando a ocorrência da coagulação através da mistura do produto coagulante no meio líquido.

A segunda é a mistura lenta, possibilitando a formação de flocos devido à agregação das partículas já desestabilizadas na mistura rápida.

Segundo Richter (2009), a mistura rápida deve promover a dispersão do coagulante na água de forma homogênea e mais rapidamente possível, tendo em vista que as reações de desestabilização dos colóides por neutralização de carga ocorrem em frações de segundos e são irreversíveis.

Richter *et al.* (1991) recomendam que a utilização do produto químico em solução para facilitar a distribuição do coagulante por toda a massa líquida do efluente.

Segundo os autores, a eficiência da coagulação e das fases seguintes no processo de flotação está relacionada com a formação dos primeiros complexos de cátions metálicos hidrolisados, cuja composição depende das condições do efluente e do ponto em que entram em contato. A mistura rápida com agitação intensa promove as interações entre as espécies hidrolisadas e as partículas presentes na água.

3.4.7 Floculação

A norma brasileira NBR 12216 (1992) que trata sobre projeto de estações de tratamento de água, apresenta os floculadores como unidades para promoção de agregação de partículas formadas na mistura rápida.

Segundo a norma, os parâmetros de projeto, no caso o período de detenção no tanque de floculação e o gradiente de velocidade, bem como a operação dessas unidades, devem ser determinados por meio de ensaios realizados com a água a ser tratada.

Ressalvados os casos onde não for possível proceder aos ensaios destinados a determinar o período de detenção adequado e dependendo do porte da estação e do critério do órgão contratante, podem ser adotados valores entre 20-30 minutos para floculadores hidráulicos e entre 30-40 minutos para os mecanizados. Não sendo realizados ensaios, devem ser previstos gradientes de velocidade máximo no primeiro compartimento, de 70 s^{-1} , e mínimo no último, de 10 s^{-1} .

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2003b), os tanques de floculação mecanizados devem ser subdivididos preferencialmente em pelo menos três compartimentos em série.

Para Aisse *et al.* (2001) é conveniente que se faça a floculação em série com adoção de valores decrescentes de $G\tau$, com objetivo de melhorar o rendimento do processo, promovendo o choque entre as partículas porém sem desagregar os flocos já formados

De acordo com Richter *et al.* (1991), a seleção do sistema de floculação mecanizado ou hidráulico é influenciada por uma série de fatores, entre eles o tamanho da instalação, a regularidade na vazão e período de operação, a segurança operacional, a capacidade operativa e de manutenção local, as características construtivas, o custo e a disponibilidade de energia. Segundo os autores, os critérios de simplicidade sempre devem estar presentes no projeto de um floculador.

3.4.8 Câmara de Saturação de Ar

De acordo com Hahn⁵ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), na flotação a bolha de ar é conseguida através da saturação com ar de uma parte do efluente líquido que é recirculado para a câmara de pressurização, onde é introduzido ar proveniente de compressores. A água saturada é liberada dentro da unidade de flotação ocorrendo a liberação do ar em forma de micro bolhas devido à redução da pressão de 4 a 6 atm para a pressão atmosférica.

De acordo com a Lei de Henry-Dalton, o ar dissolvido em pressões superiores à atmosférica será liberado de modo a alcançar a nova condição de equilíbrio, controlada por meio da pressão parcial do gás na unidade de flotação.

O ar contém quantidades aproximadas de 78% de nitrogênio, 21% de oxigênio e 1% de outros gases ao nível do mar. Como o oxigênio tem solubilidade superior a do nitrogênio em torno de 2,5 vezes, aquele é dissolvido com rapidez na câmara de pressurização. Para uma pressão absoluta de 5 atm, o ar na câmara de pressurização contém geralmente 88% de nitrogênio, 9% de oxigênio e 3% de outros gases, portanto a eficiência da dissolução de ar no líquido dificilmente supera 90%.

Ao introduzir ar na câmara de saturação que contenha água sob pressão absoluta P , ocorre a dissolução do ar na água até uma concentração de saturação.

Di Bernardo *et al.* (2005) explica que a solubilidade do ar na água depende, basicamente, da pressão e da temperatura na câmara de saturação. O aumento da pressão gera acréscimo da solubilidade do ar na água, e o aumento da temperatura, redução do volume de ar dissolvido na água.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2008), pode-se controlar o fluxo de ar através de rotâmetro e de válvula automática acionada pelo medidor de nível instalado no interior da câmara de saturação.

Se a válvula de entrada de ar estiver fechada, o ar no interior da câmara vai sendo dissolvido na água a uma pressão interna que tende a diminuir, causando aumento do nível. Havendo o acionamento do medidor de nível, é permitida a entrada de ar na câmara, fazendo com que a alimentação de ar seja contínua.

⁵ HAHN, H.H. Wastewater Treatment. In: The Scientific Basis of Flotation. Cambridge. Ed. K. Ives, 1982.

A água de recirculação utilizada para saturação com ar é derivada do canal do efluente final e encaminhada por bombeamento para a câmara de saturação.

Segundo Di Bernardo *et al.* (2005), a câmara de saturação é projetada em função da taxa de escoamento superficial, geralmente na faixa entre 700 e 1200 m³/m².dia, embora sejam conhecidas instalações com valores de até 2000 m³/m².dia.

O tempo médio de detenção é geralmente inferior a 5 minutos para câmaras de saturação sem recheio e entre 1,5 e 3 minutos em câmaras com recheio.

A altura do recheio na câmara de saturação varia entre 0,6 e 0,9 m para que se alcance saturação da ordem de 90% até 100%.

3.4.8.1 Zona de mistura de água pressurizada com água floculada

Segundo Hahn⁶ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), os fatores mais importantes na geração de bolhas de ar são a pressão na câmara de saturação, a relação entre a vazão de ar e a vazão de líquido, a tensão superficial da água e o tipo de bocal difusor para a mistura da água pressurizada com a água floculada.

Relativo à flotação, as bolhas pequenas tem preferência pelo fato de apresentarem maior superfície específica para uma mesma quantidade de ar, resultando em deslocamento de menores quantidades de líquido da superfície das partículas aonde vão se aderir.

A relação entre o diâmetro médio da bolha e a pressão de saturação é inversamente proporcional. Assim, dependendo do tipo de difusor, quanto menor for a pressão maior será o diâmetro da bolha.

Segundo Zabel⁷ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), a quantidade de ar disponível é controlada pela pressão de saturação e pelo volume de recirculação de água saturada com ar.

Em estudos realizados pelo autor com diferentes pressões de saturação e quantidades de água de recirculação, foi constatada que a qualidade da água flotada dependia da quantidade total de ar introduzido no sistema e não devido a valores individuais de pressão ou de volume de água de recirculação.

⁶ HAHN, H.H. Wastewater Treatment. In: The Scientific Basis of Flotation. Cambridge. Ed. K. Ives, 1982.

⁷ ZABEL, T. Flotation In Water Treatment. In: Scientific Basis of Flotation. Cambridge, Ed. K. Ives. 1982

Penetra et al. (1999) destaca que o conhecimento do desempenho da quantidade de ar fornecida ao processo, mediante diferentes quantidades de ar dissolvido ao efluente previamente floculado é de fundamental importância para boa operação da FAD.

O autor conduziu estudo nesse sentido, onde trabalhou com a variação da fração de recirculação do efluente pressurizado a 450 kPa, empregando unidade de flotação em escala de laboratório alimentada com o efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário.

Como resultado, concluiu que a fração de recirculação de 20% proporcionou grande estabilidade ao processo e forneceu excelentes resultados quanto à remoção de DQO (85%), de fosfato total (95,4%) e de sólidos suspensos (95,1%)

O trabalho de Haarhoff⁸ et al. (2004) apud Di Bernardo et al. (2005) demonstrou que o tamanho das bolhas geradas em sistemas de flotação por ar dissolvido abrange uma faixa ampla, devido ao fato de estas colidirem e crescerem em um processo chamado coalescência ou aglutinação, formando macro bolhas.

As macro bolhas sobem rapidamente à superfície, interferindo no movimento ascensional, relativamente mais lento, de outros aglomerados de flocos e micro bolhas, podendo romper a camada de lodo que está na superfície da câmara de flotação.

De acordo com Di Bernardo et al. (2005), a geração de micro bolhas na zona de mistura ocorre por meio da redução brusca de pressão na tubulação de água pressurizada, ocorrendo cavitação – fenômeno responsável por liberação de ar e formação de bolhas de vapor.

De acordo com Aisse et al. (2001), o tamanho das micro bolhas é essencial e determina o sucesso de sistemas FAD. Recomenda a faixa entre 10 e 100 μm , sendo desejável o tamanho de 50 μm ou menos para a maioria das bolhas.

Os autores mencionam que outras funções secundárias das micro bolhas, além de diminuir a densidade do conjunto floco bolha promovendo sua ascensão, são o aumento do nível de oxigênio dissolvido no esgoto tratado o arraste de parcela de gases odoríferos para fora do efluente final.

⁸ HAARHOFF, J., EDZWALD, J.K. 2004. Dissolved Air Flotation Modeling: Insights and Shortcomings. Journal of The Water Supply: Research And Technology – Aqua v. 53, n. 3, p. 127-150, may, 2004.

3.4.8.2 Agregação ar/sólido

Segundo Hahn⁹ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), para existir estabilidade entre uma ou mais bolhas de gás e uma partícula ou floco é necessária a colisão entre ambos, com posterior aderência permanente entre as fases gasosa e sólida.

O autor difere os mecanismos de contato entre as bolhas de ar e as partículas de acordo com as seguintes ações: colisão da bolha com a partícula decorrente da turbulência ou da atração entre ambas e aderência; aprisionamento das bolhas nos flocos ou contato entre flocos sedimentados e bolhas de ar em ascensão; e crescimento das bolhas de ar entre os flocos.

Quando as partículas apresentam certo grau de hidrofobicidade, o primeiro mecanismo predomina na obtenção de uma ligação mais estável da bolha de ar com as partículas. No caso de partículas hidrofílicas, os outros dois mecanismos aparentemente são os responsáveis pela eficiência da flotação.

De acordo com Hahn¹⁰ (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), a aderência permanente entre os flocos e partículas e as bolhas de gás depende das forças resultantes na interface gás-sólido-líquido, que resultam das forças físicas de atração e físico-químicas de repulsão presentes.

3.4.8.3 Relação Ar/Sólido

Aisse *et al.* (2001) afirma que a eficiência de um sistema de flotação por ar dissolvido depende principalmente da relação ar-sólido, já que seu desempenho depende de uma quantidade suficiente de bolhas de ar para flotar substancialmente todos os sólidos suspensos presentes. A relação varia em cada tipo de efluente, portanto, deverá ser determinada experimentalmente em laboratório caso a caso. A relação ar/sólidos pode ser definida como sendo a relação entre a quantidade de ar liberada da solução e a quantidade de sólidos presentes no afluente.

⁹ HAHN, H.H. Wastewater Treatment. In: The Scientific Basis of Flotation. Cambridge. Ed. K. Ives, 1982.

¹⁰ HAHN, H.H. Wastewater Treatment. In: The Scientific Basis of Flotation. Cambridge. Ed. K. Ives, 1982.

Segundo Hahn (1982) apud Di Bernardo *et al.* (2005), com a formação de um complexo estável entre as partículas e flocos e as bolhas, a força resultante provocará seu movimento ascensional, que será tanto maior de acordo com a quantidade de bolhas aderidas.

Segundo Di Bernardo *et al.* (2005), em casos de flotação de águas superficiais contendo concentrações de sólidos totais inferiores a 100 mg/L, utiliza-se a vazão de recirculação da ordem de 5 a 15% da vazão de água a ser flotada.

3.4.9 Câmara de Flotação

Menzel (2009) apresenta na Figura 3.6 as zonas existentes dentro da câmara de flotação por ar dissolvido.

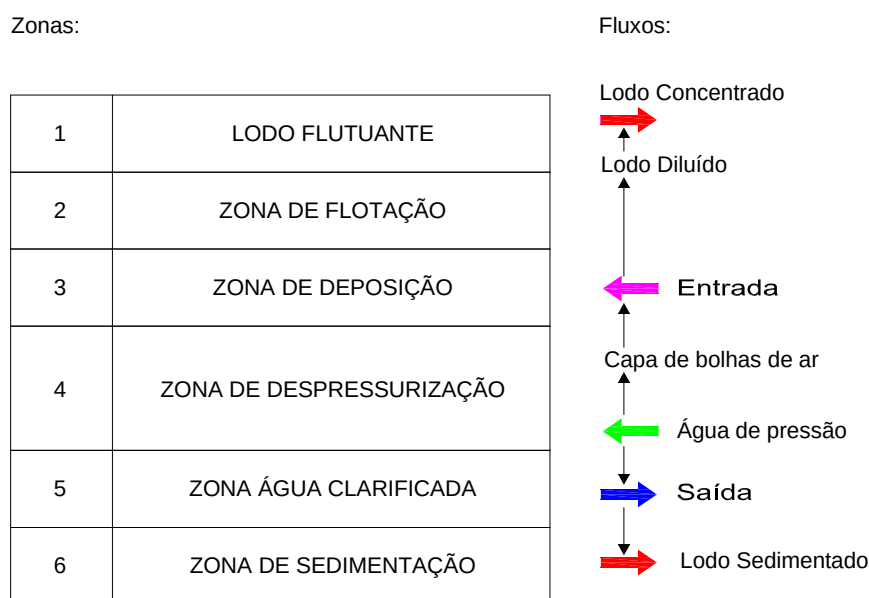


FIGURA 3.6 – DETALHE DAS ZONAS QUE COMPÕE A CÂMARA DE FLOTAÇÃO
FONTE: Adaptado de MENZEL (2009).

Di Bernardo *et al.* (2005) estratifica a câmara de flotação de acordo com três elementos básicos: zona de entrada ou de mistura entre água saturada e água floculada; zona de clarificação; e zona de remoção do lodo flotado.

A zona de mistura corresponde à região do tanque onde serão introduzidas a água floculada e a água saturada de ar.

A zona de clarificação corresponde à parte do tanque onde ocorre a separação das fases sólida e líquida, sendo que o lodo ascende até a superfície do tanque e o efluente clarificado é recolhido. Nesta região poderá ocorrer eventual sedimentação de sólidos, devendo ser prevista descarga de fundo para limpeza.

Os autores recomendam que o comprimento máximo da câmara de flotação seja de 20 m, pois para valores maiores existe a possibilidade do lodo não permanecer na superfície até ser removido, sendo que largura da câmara depende do tipo de removedor adotado. Em geral, deve ser adotada relação máxima de comprimento/profundidade igual a 4,0.

Von Sperling (1996) indica que a velocidade ascensional na câmara de flotação a ser utilizada no projeto é também denominada de taxa de aplicação superficial, expressa em unidades de velocidade (m/s) ou de vazão por unidade de área ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$).

Dessa forma, o autor evidencia que a remoção das partículas depende apenas da área superficial e não da altura do tanque nem do tempo de detenção. A remoção das partículas depende então da velocidade ascensional e da altura em que a partícula entra na câmara de flotação.

Menzel (2009) ilustra a afirmação de Von Sperling (1996) através da Figura 3.7, que apresenta esquematicamente a relação entre velocidade ascensional e a remoção das partículas na zona de clarificação.

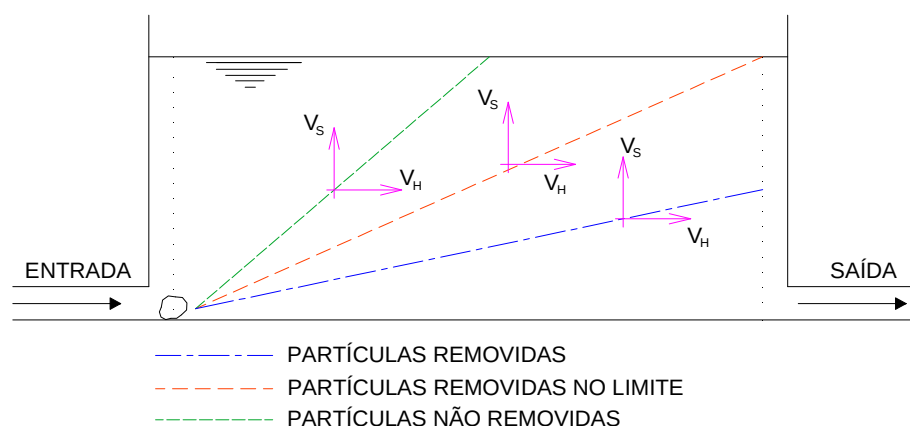


FIGURA 3.7 – RELAÇÃO ENTRE VELOCIDADE ASCENSIONAL E REMOÇÃO DE PARTÍCULAS NA ZONA DE CLARIFICAÇÃO
 FONTE: Adaptado de MENZEL (2009).

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), a velocidade de flotação é o parâmetro básico para a determinação da área de clarificação, a qual pode ser obtida em ensaios realizados em equipamentos de floteste.

Em geral, a taxa de flotação resulta entre 150 e 300 m³/m²dia (DI BERNARDO *et al.*, 2005) e 240 a 300 m³/m²dia (RICHTER *et al.*, 1991).

Tendo-se a taxa de flotação e a vazão total afluyente à câmara de flotação, que corresponde à vazão de água floculada somada à da água de recirculação, obtém-se a área em planta.

Os autores recomendam que a área adotada seja inferior à 100 m², devendo-se levar em consideração o tamanho do equipamento de remoção de lodo que será utilizado. O tempo médio de detenção na câmara de flotação recomendado é de 5 a 30 minutos.

A área superficial do tanque corresponde à zona de remoção de lodo flotado, que deverá contar com equipamento de remoção tipo raspador de lodo. Os autores recomendam que a velocidade de deslocamento do equipamento de remoção seja inferior à 1m/min.

3.5 CONTROLE DE ODORES ATRAVÉS DA CLORAÇÃO

3.5.1 Geração de Odores e Reações no Efluente de Reatores Anaeróbios

De acordo com Jordão *et al.* (2009), um dos objetivos da cloração na estação de tratamento de esgoto é o controle de odores.

Alves *et al.* (2004) cita que o principal fator de geração de maus odores em sistemas de esgotamento sanitário é o gás sulfídrico formado pela anaerobiose em estações de tratamento, coletores e elevatórias.

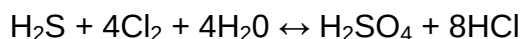
Na estação de tratamento de esgoto, o mau cheiro é geralmente percebido nas unidades que compõe o sistema de entrada, sendo que naquelas onde é utilizado o processo anaeróbio de tratamento percebe-se mau cheiro principalmente em ressaltos hidráulicos na saída do efluente de reatores.

De acordo com Belli Filho *et al.* (2001), em processos anaeróbios de tratamento de esgotos, os compostos odorantes são provenientes da atividade bacteriana, tais como o gás sulfídrico, mercaptanas, amônia, aminas com baixo peso molecular, indol, escatol, ácidos graxos voláteis, álcoois, aldeídos, cetonas e ésteres.

O principal causador é apontado como sendo o gás sulfídrico H_2S , cuja percepção no olfato ocorre em concentrações pequenas, acima de 1 ppm. A produção de gás sulfídrico é elevada com a temperatura, condições de septicidade, queda do pH e da velocidade de escoamento (JORDÃO *et al.*, 2009).

Segundo Stuetz *et al.* (2001), a redução de sulfatos por bactérias sulfato-redutoras com a produção de gás sulfídrico é a mais importante das reações de geração de odor, pois o ácido sulfídrico está sempre presente quando há odores devido à septicidade, mesmo quando não é a principal causa do odor.

A geração de gás sulfídrico também é causa comum de corrosão do concreto e ferro, principalmente quando é bioquimicamente oxidado a ácido sulfúrico. Na adição de cloro gasoso há formação de ácido clorídrico, como na equação:



De acordo com Scounce (1962), o cloro reage com gás sulfídrico e o uso do cloro como oxidante em processos de controle de odores é usado frequentemente.

Jordão *et al.* (2009) indicam que a quantidade necessária de cloro para controle de odores está diretamente relacionada à produção de gás sulfídrico e à demanda de cloro do esgoto. A quantidade necessária é de 3 a 5 ppm de cloro para cada ppm de H_2S , ou 25 a 50% da demanda de cloro.

A demanda de cloro ocorre pela presença de substâncias redutoras, tais como as hidrogenadas, aromáticas, orgânicas, de certos metais e do H_2S .

De acordo com Chernicharo *et al.* (2001a), o equilíbrio entre as várias espécies químicas é estabelecido rapidamente mediante a adição de cloro gasoso em águas contendo pequenas quantidades de nitrogênio, matéria orgânica e demais substâncias que demandam cloro.

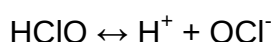
Sendo um agente oxidante poderoso, o cloro se dissipa no meio tão rapidamente que se consegue pouco efeito desinfetante, necessitando para essa atuação que haja aplicação de quantidades significativas da demanda de cloro.

O cloro combinado com a água forma ácidos hipocloroso e hidrocloreto, sendo a reação:

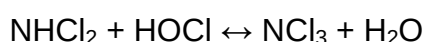
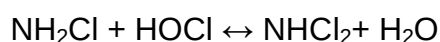


Os autores citam que em soluções diluídas e com níveis de pH acima de 4,0, o equilíbrio da reação é deslocado para a direita e muito pouco Cl_2 permanece nessa forma na solução aquosa.

O ácido hipocloroso formado é fraco e em valores de pH menores que 6,0 dissocia-se muito pouco. A ionização acontece quando o pH do meio é mais alto, ocorrendo a formação do íon hipoclorito:



Dentre as reações de dissipação que ocorrem quando o cloro entra em contato com as substâncias dissolvidas, presentes no esgoto, destacam-se as que ocorrem com os compostos de nitrogênio. Segundo Chernicharo *et al.* (2001a), caso a amônia esteja presente, as reações com o cloro para formação de cloraminas são:



De acordo com Luduvise *et al.* (1997), o uso de cloro gasoso para oxidar sulfetos em presença de amônia também favorece a formação de cloraminas, de odor característico.

A utilização do cloro também pode ter objetivo de reduzir a carga orgânica. Jordão *et al.* (2009) indicam que para cada 1 ppm ou 1 kg de DBO que se deseja remover com cloração, 0,5 ppm ou 0,5 kg de cloro é necessário. Quando a adição de cloro é suficiente para se obter leitura de cloro residual no efluente, a redução de DBO pode chegar a ordem de 15 a 35%. Remoções superiores somente serão obtidas com aplicações excessivas de cloro.

De acordo com Jordão *et al.* (2009), o cloro reage com a matéria orgânica presente nos efluentes para formar compostos organoclorados, em que predominam os trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos (AHA). A maioria dos compostos organoclorados é considerada danosa à saúde, com riscos carcinogênicos.

Rebhun¹¹ (1997) apud Jordão *et al.* (2009) cita que em estudos com cloração de efluentes com alto teor de amônia, como no caso de efluentes de tratamento secundário sem nitrificação, a formação de cloraminas é predominante e a taxa de formação de subprodutos da desinfecção muito baixa, com inexpressiva formação de THM.

3.5.2 Influência da cloração sobre os valores de DQO

Aquino *et al.* (2006) apresenta considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio aplicado a análise de efluentes anaeróbios.

O teste de DQO mede, indiretamente, os equivalentes redutores (elementos com baixo número de oxidação ou reduzidos) presentes na amostra. Todas as substâncias passíveis de oxidação pelo dicromato, orgânicas e inorgânicas, contribuirão para a DQO de uma amostra.

Em se tratando de esgotos tipicamente domésticos, a parcela orgânica é maior que a parcela inorgânica reduzida. Neste caso a DQO pode ser utilizada para quantificar diretamente a matéria orgânica oxidável presente.

De acordo com o *Standard Methods*, alguns compostos podem ser oxidados de forma mais efetiva a partir da adição do catalisador sulfato de prata (Ag_2SO_4) ao meio de reação. Como a prata reage com haletos (Cl^- , Br^- , I^-) para formar precipitados, a presença desses sais pode interferir negativamente no teste por reduzir a quantidade efetiva de catalisador em solução. Por outro lado, o íon cloreto pode ser oxidado a cloro (Cl_2) durante o teste, exercendo DQO.

Os íons amônia, presentes no esgoto ou liberados durante a oxidação de proteínas, somente são oxidados na presença de íons cloretos. Aquino *et al.* (2006) concluíram que a presença de cloretos pode facilitar indiretamente a oxidação dos íons amônia devido à formação de cloraminas durante o teste.

A formação de cloro e a presença de íons amônia podem levar a formação de cloraminas durante o teste, que podem ser oxidadas pelo dicromato, exercendo DQO.

¹¹ REBHUN, M. e outros – Formation of Disinfection Byproducts During Chlorination of Secondary Effluent and Renovate Water. *Water Environment Research*, v. 69, 6. 1997

Segundo os autores, caso haja excesso de cloretos, o resultado pode ser aumento de DQO devido à formação de cloro, mas pode por outro reduzir o valor devido à formação de AgCl, diminuindo assim a capacidade de oxidação durante o teste.

Além do cloreto, foram estudados os efeitos do sulfeto. Este, sendo uma substância reduzida, foi extensivamente oxidado durante o teste de DQO, ao contrário dos íons amônia.

Dessa forma, o uso do parâmetro DQO para monitoramento da eficiência de um sistema de tratamento na remoção de matéria orgânica poluente só pode ser feito levando-se em conta os efeitos causados pelos compostos inorgânicos reduzidos presentes.

3.6 CONTROLE OPERACIONAL

De acordo com Oliveira (2005b), não existe apenas uma variável responsável pela qualidade e variabilidade do efluente, que dependem de variações na carga afluente, do tipo do esgoto a ser tratado, das condições ambientais nas unidades do processo, da presença de substâncias tóxicas, da variabilidade advinda dos processos de tratamento biológico e de falhas mecânicas e humanas no sistema.

A somatória de todas essas variáveis podem causar instabilidade e falhas nos processos, acarretando conseqüentemente, efeitos na qualidade do efluente de uma ETE.

Segundo Von Sperling (1997), os objetivos da implementação do controle operacional nas estações de tratamento de esgoto são:

- produção de efluente final com qualidade em acordo com os padrões de lançamento;
- redução da variabilidade da qualidade do efluente;
- prevenir grandes falhas do processo;
- redução de custos operacionais;
- aumento da capacidade de tratamento sem expansão física do sistema;
- implementação de operação com eficiência variável de maneira a suportar variações sazonais;
- redução de mão-de-obra;

- possibilitar partidas mais rápidas.

O autor cita que as cargas e vazões afluentes às estações de tratamento, por serem altamente variáveis, representam incentivo para adoção de controle operacional e simultaneamente introduzem grandes dificuldades na implementação.

Várias das complexidades adicionais do processo biológico de tratamento advêm de sua dinâmica inerente, a qual contém não linearidades, faixas amplas de constantes de tempo, cultura diversificada de microorganismos metabolizando substratos heterogêneos, imprecisões e interrupções da estabilidade por falhas inesperadas.

Dificuldades adicionais reduzem também a aplicação de controles operacionais automatizados, entre as quais o autor cita:

- natureza dinâmica e estocástica do afluente, com distúrbios desconhecidos e ruídos de medição superpostos a variações no processo;
- variação dos efeitos das ações de controle para diferentes variáveis do processo, quer em defasagem de tempo ou magnitude da resposta;
- carência de sensores on-line para certas variáveis do processo;
- variáveis do processo com medições indiretas;
- restrição das ações de controle do processo pelas restrições físicas do sistema;
- possibilidade de controle limitada por projetos pouco flexíveis;
- dificuldade de incorporação de modelos complexos do processo nos algoritmos de controle;
- limitações das estratégias de controle baseadas em modelos de processo muito simplificados.

De acordo com Bastos *et al.* (2006), na avaliação de desempenho de uma estação de tratamento deve-se procurar aferir a adequação e a eficiência dos diversos processos unitários que a compõe.

De modo geral, os fatores hidráulicos e operacionais que poderiam concorrer para um desempenho insuficiente devem ser analisados, tais como: possíveis falhas de projeto, discrepância entre parâmetros ótimos, de projeto e de funcionamento real, a capacidade instalada de operação e controle (recursos humanos e materiais) e o efetivo controle operacional realizado.

Bastos *et al.* (2006) concluem que o conhecimento em detalhes dos parâmetros de funcionamento da estação, um monitoramento rigoroso, a sistematização e a análise detalhada de um banco de dados, em conjunto, permitem avaliar o desempenho dos processos unitários de tratamento, identificar falhas de projeto ou de operação e a necessidade de intervenções de melhoria.

3.6.1 Conceitos básicos de controle operacional e variáveis envolvidas

Andrews¹² (1972) apud Von Sperling *et al.* (2005b) classifica o controle operacional de uma estação de tratamento de acordo com o grau de automação. No caso das ETEs no Brasil pode-se considerar que a operação é manual com avaliação do desempenho por análises ou instrumentos indicadores ou registradores e com controle manual do processo.

Von Sperling (1997) identifica as variáveis envolvidas no processo como sendo variáveis de entrada, de controle (de estado ou de saída), medidas e manipuladas.

Assim, as variáveis de entrada são as que não podem ser diretamente controladas, como as características de DBO, DQO e SS do afluente à estação.

As variáveis de controle são as que devem ser controladas. Podem ser de estado como quantidade de sólidos, altura da camada de lodo, entre outras. Já as variáveis de controle de saída são as relativas à qualidade do efluente final.

De acordo com o autor, as variáveis medidas envolvem todas as anteriores, que fornecem informações para subsidiar as ações de controle. A seleção destas variáveis depende do algoritmo de controle e da possibilidade de medição on line.

As variáveis manipuladas são as que podem ser alteradas para manter as variáveis de controle nos níveis desejados. No caso da FAD, estas podem ser a vazão afluente, dosagem de produtos químicos, rotação dos agitadores nos floculadores, vazão de recirculação, pressão de saturação de ar entre outras.

¹² ANDREWS, J.F. Controls Systems for Wastewater Treatment Plants. Water Research, 6, p. 575-582. 1972

3.6.2 Teste de jarros

De acordo com Richter *et al.* (1991), o teste de jarros é o método mais utilizado e mais útil para avaliação do processo de coagulação e floculação, bem como os efeitos nas fases posteriores ao tratamento, seja decantação, flotação ou filtração.

O aparelho que realiza o ensaio consiste em uma armação com seis agitadores acionados por motor elétrico com velocidade de rotação variável de 0 a 140 rpm. Cada agitador corresponde a uma cuba de acrílico com volume de 1 ou 2 litros.

Podem ser utilizadas as informações obtidas com o uso do teste para definição de parâmetros de uma nova estação de tratamento e para otimização e ampliação de estações existentes.

Os principais dados obtidos são a dosagem e concentração ótima de coagulante, intensidade e tempo de floculação.

Os autores enfatizam que uma coagulação e floculação adequadas dependem da dose correta de coagulante, que por sua vez é influenciada por outros fatores como turbidez, cor, pH e alcalinidade da água. Sempre deverão ser observados os mesmos gradientes e tempos de mistura em uso na estação de tratamento.

Nos testes de jarros são realizadas determinações desses parâmetros antes do início dos ensaios, utilizando uma alíquota da amostra. Após o término do ensaio são realizadas novas determinações até que se obtenha a qualidade da água ou do efluente desejada.

Deve ser observado que são esperadas diferenças entre os resultados obtidos nos testes de jarros, nas plantas piloto e também nas estações de tratamento.

Para Sinelli *et al.* (2002), a realização de ensaios em teste de jarros é uma importante ferramenta para se determinar as condições ótimas dos processos de coagulação, de floculação e de sedimentação, porém não necessariamente essas condições ótimas serão reproduzidas na prática, necessitando de tantos ajustes quantos forem necessários.

Figueiredo et al. (2005), a partir de estudos de desempenho de produtos químicos observou variações entre as dosagens estabelecidas nos testes de jarros e àquelas requeridas nos escala piloto, bem como diferentes desempenhos em relação à remoção de DQO, DBO e SST.

Santos (2006) observou que de maneira geral existe a tendência de que os resultados de bancada, referindo-se à flotatestes, apresentem melhores resultados que nas instalações em escala piloto, e estas em geral, apresentam melhores resultados que as instalações a escala plena.

O autor aponta que uma possível causa para a obtenção de resultados inferiores em reatores de maior escala é que os parâmetros adotados nestas unidades são obtidos em unidades de laboratório. A eficiência de sistemas FAD está sujeita a condições hidrodinâmicas, gradientes e tempos de mistura rápida e floculação, taxa de aplicação superficial, altura da unidade, dosagem de coagulante, pH de coagulação, pressão e eficiência de saturação de ar na câmara de saturação, quantidade de ar fornecida ao processo, tipo de dispositivo de despressurização, afinidade entre bolhas geradas e partículas, entre outros.

Para que o efluente apresente a melhor qualidade com menor custo, os fatores citados devem ser otimizados, o que depende de outra série de fatores sobre os quais não é possível ter controle, como composição física e química do esgoto e vazão, entre outros.

Diante das interferências, o autor alerta que as condições que seriam mais adequadas ao processo podem mudar substancialmente quando há mudança de escala nas unidades, havendo necessidade de refinar as condições operacionais na transferência de uma escala para outra.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO GERAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A parte experimental deste trabalho foi realizada em uma estação de tratamento de esgotos domésticos com processo de tratamento do tipo reatores anaeróbios seguido de flotação por ar dissolvido, operada pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR.

Nos próximos itens serão descritos o sistema de tratamento em operação atualmente na estação de tratamento, nominada de ETE A, os dados operacionais disponibilizados pela Sanepar no período de 2009 a 2010, a metodologia utilizada para implementação de rotina operacional e da avaliação da eficiência do sistema de flotação por ar dissolvido em escala real e as etapas de monitoramento.

4.2 DESCRIÇÃO DA ETE A

A ETE A encontra-se em operação desde o ano de 1998 e segundo dados da Sanepar para o mês de julho de 2010, recebe o esgoto gerado em aproximadamente 41.500 economias domiciliares que estão ligadas ao sistema de afastamento e transporte, o que representa um volume de 590.000 m³ de esgoto tratado por mês.

A Figura 4.1 apresenta uma foto da vista superior da ETE, onde podem ser visualizados o sistema de entrada, os reatores anaeróbios, prédio de desaguamento de lodo e o laboratório.

A ETE A tem capacidade nominal média de 420 L/s e atualmente a estação recebe os esgotos por gravidade.

O sistema de tratamento existente desde a implantação da ETE até início do ano de 2010 consistia de sistema de entrada com elevatória de recuperação de nível, gradeamento e desarenador seguido por tratamento anaeróbio constituído por seis reatores anaeróbios de lodo fluidizado (RALF), com capacidade média unitária de 70 L/s, totalizando total de 420 L/s.



FIGURA 4.1 – VISTA DA ETE A
FONTE: SANEPAR (1999).

Posteriormente, em 2010, foram implantadas unidades de pós-tratamento constituídas de flotação por ar dissolvido (FAD), com objetivo de polimento dos esgotos já tratados nos Reatores Anaeróbios (RALF), reduzindo os valores de carga orgânica do efluente final, sendo dois módulos com capacidade média de 560 L/s.

A ETE possui um sistema supervisório automatizado, onde os operadores podem atuar em todos os sistemas de bombeamento de processo, nas bombas dosadoras de produtos químicos e ligar/desligar diversos equipamentos remotamente a partir do escritório. Todos os dados da ETE estão disponíveis no sistema, podendo ser informados simultaneamente as vazões de entrada na estação, nos reatores, na FAD e as dosagens aplicadas de produtos químicos.

A Figura 4.2 apresenta as unidades básicas que constituem o processo de tratamento na A, que são: elevatória final de esgoto bruto para recuperação de nível, gradeamento mecanizado, desarenação mecanizada, calha parshall de medição de vazão e controle de nível, caixa de distribuição de fluxo dos reatores anaeróbios, tratamento anaeróbio através de seis reatores anaeróbios retangulares RALF's com volume de 2.000 m^3 cada, elevatória do efluente dos RALF's, pós-tratamento do tipo FAD com dois módulos de 280 L/s cada, elevatórias de descarte de lodo, um adensador circular de lodo, prédio de desidratação e inertização de lodo, pátio de cura, sistema de desodorização constituído por dois lavadores de gases à base de

hipoclorito de sódio, calha parshall para medição de vazão do efluente final e cloração do efluente na saída dos reatores para redução de odores.

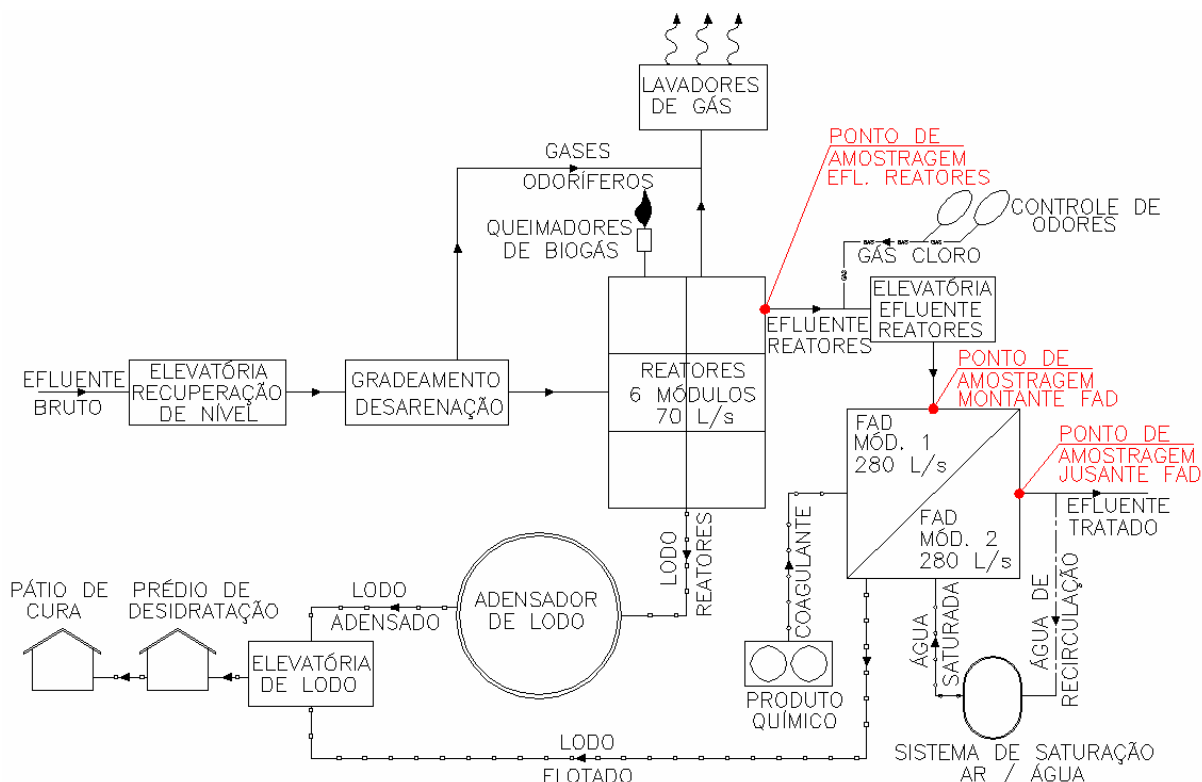


FIGURA 4.2 – FLUXOGRAMA DAS UNIDADES BÁSICAS DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO NA ETE A
 FONTE: AUTORA (2010).

4.2.1 Reatores Anaeróbios

Os seis reatores anaeróbios que compõe a ETE A têm formato retangular em planta e em corte, como apresentado na Figura 4.3.

O afluente chega ao distribuidor central de vazão, verte sobre 90 vertedores triangulares, seguindo através de 90 tubos alimentadores de polietileno de alta densidade, com diâmetro de 75 mm, até o fundo do reator. A Figura 4.4 mostra o interior de um reator anaeróbio onde podem ser observadas as tubulações distribuidoras.

Em trajetória ascendente a partir do fundo do reator, o esgoto atravessa o manto de lodo, cuja espessura é variável na faixa de 1,5 a 2,5 m.

O biogás formado na degradação anaeróbia é acumulado nos gasômetros, localizados sob a laje superior do reator. O gás é transportado aos queimadores de biogás através de tubulação de polipropileno.

O sistema possui acendedores automáticos e válvulas corta-chamas para evitar o retorno para a parte interna dos reatores. O corte esquemático está apresentado na Figura 4.3.

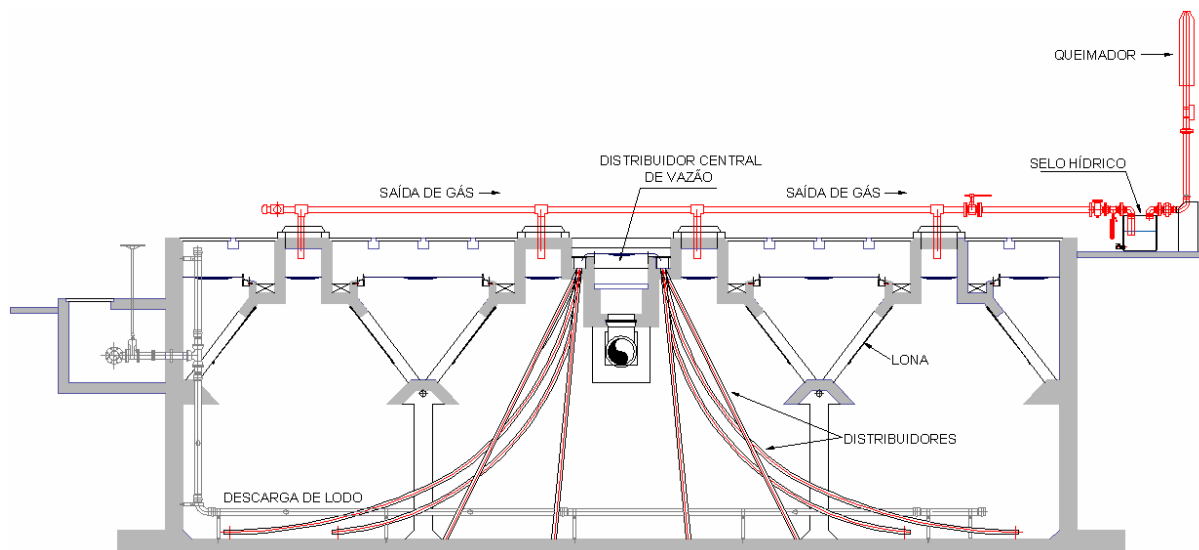


FIGURA 4.3 – CORTE TRANSVERSAL DO REATOR ANAERÓBIO TIPO DA ETE A
FONTE: SANEPAR (-).



FIGURA 4.4 – VISTA DAS TUBULAÇÕES DISTRIBUIDORAS NO INTERIOR DO REATOR
FONTE: SANEPAR (-).

4.2.2 Flotação por Ar Dissolvido

O sistema FAD iniciou a pré-operação na ETE A no início do ano de 2010, sendo composto de dois módulos com duas células cada.

Cada módulo possui capacidade de 280 L/s, totalizando capacidade nominal de 560 L/s e compreende as seguintes unidades: câmara de mistura rápida, três câmaras de floculação com mistura lenta em série, dois tanques de flotação por ar dissolvido, um tanque de saturação ar/água, um tanque de ar comprimido, um tanque de produtos químicos com 45 m³, um estação de recirculação do efluente para o tanque de saturação de ar e compressores de ar.

A Figura 4.5 mostra um flotador composto de dois módulos, cada um com um sistema de raspagem de lodo superficial. Em destaque os raspadores de lodo, as tubulações distribuidoras de água floculada e abaixo destas as tubulações de distribuição de água saturada.



FIGURA 4.5 – VISTA DO SISTEMA FAD DA ETE A – DESTAQUE PARA OS RASPADORES DE LODO E SAÍDA DE ÁGUA FLOCULADA
FONTE: AUTORA (2010).

As principais características das unidades componentes da FAD estão listadas e detalhadas na Tabela 4.1 que segue.

A Figura 4.6 apresenta o croqui esquemático do Sistema FAD na ETE A.

TABELA 4.1 - CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DAS UNIDADES COMPONENTES DO SISTEMA FAD – ETE A

CÂMARA DE MISTURA RÁPIDA – 1 Câmara por módulo		
Mistura mecânica e agitador tipo turbina radial (diâmetro turbina = 0,40 m)		
Gradiente de Velocidade = 1.000 s^{-1} Tempo de Mistura = 5 s		
Potência do Motor = 5 cv e Rotação = 217 rpm		
Dimensões / Volume (1,20 x 1,20 x 1,50) m= 2,16 m ³		
FLOCULADORES DE MISTURA LENTA – 3 Câmaras em Série por módulo		
Mistura mecânica e agitador tipo turbina de fluxo axial (diâmetro turbina = 1,20 m)		
Câmara 1: Grad. Veloc. 80 s^{-1}	Câmara 2: Grad. Veloc. 60 s^{-1}	Câmara 3: Grad. Veloc. 40 s^{-1}
Pot. Motor= 2 cv e Rot.= 40 rpm	Pot. Motor= 1,5 cv e Rot.= 33 rpm	Pot. Motor= 1 cv e Rot.= 25 rpm
Tempo de detenção total médio = 17 min		
Canais/Aberturas de Passagem = 16 s^{-1}		
Passagens entre câmaras (1,00 x 1,20) m		
Dimensões / Volume de cada câmara (5,20 x 5,20 x 3,40) m= 91,93 m ³		
TANQUE DE FLOTAÇÃO – 2 Câmaras em paralelo por módulo		
Taxa de aplicação (Qmédia com reciclo de 20%)150 m ³ /m ² .d		
Vazão de cada módulo = 280 L/s		
Sistema de distribuição do líquido floculado = 8 tubos de (0,60 x 0,40) m com 24 bocais de DN 100		
Dimensões / Volume de cada câmara (7,95 x 10,00 x 3,80) m = 302,10 m ³		
DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA SATURADA ATRAVÉS DE ORIFÍCIOS CALIBRADOS		
Distribuição através de 11 tubos de PP DN 50 e L = 10,0 m por tanque de flotação		
Cada tubo com 27 orifícios calibrados D = 2,5mm, totalizando 594 orifícios por tanque de flotação		
ELEVATÓRIA DE RECIRCULAÇÃO PRODUÇÃO DE ÁGUA SATURADA – 1 por módulo		
Bomba submersível com capacidade para 28 a 56 L/s		
Taxa de recirculação de 10% e 20%		
TANQUE DE CLORETO FÉRRICO – 1 tanque por módulo		
Tanque em polietileno com fundo plano V = 45 m ³		
Bomba dosadora de diafragma para aplicação de 50 a 500 l/h de solução de FeCl ₃		
ESPECIFICAÇÃO BÁSICA DO CLORETO FÉRRICO		
Dosagem FeCl ₃ .6H ₂ O com 90% de pureza		
Concentração da solução comercial = 0,40 kg FeCl ₃ por litro de solução		
Densidade da Solução de FeCl ₃ = 1,4 kg/L a 22°C		
TANQUE DE SATURAÇÃO ARI/ÁGUA – 1 tanque por módulo		
Tanque em aço V = 6,3 m ³ (desprezando calotas)		
Diâmetro útil = 2,0 m e Altura do corpo cilíndrico = 2,0 m		
Dotado de uma coluna de anéis de PVC DN 32 e L = 25 mm		
SISTEMA DE AR COMPRIMIDO		
Compressores de Ar: Vazão efetiva = 520 l/min, Potência = 5 cv		
Pressão máxima = 8 bar , Pressão de trabalho = 7 bar		
Tanque de acumulação V = 3,0 m ³		

FONTE: Relatório Técnico do Projeto (Consórcio Paranasan, 2001)

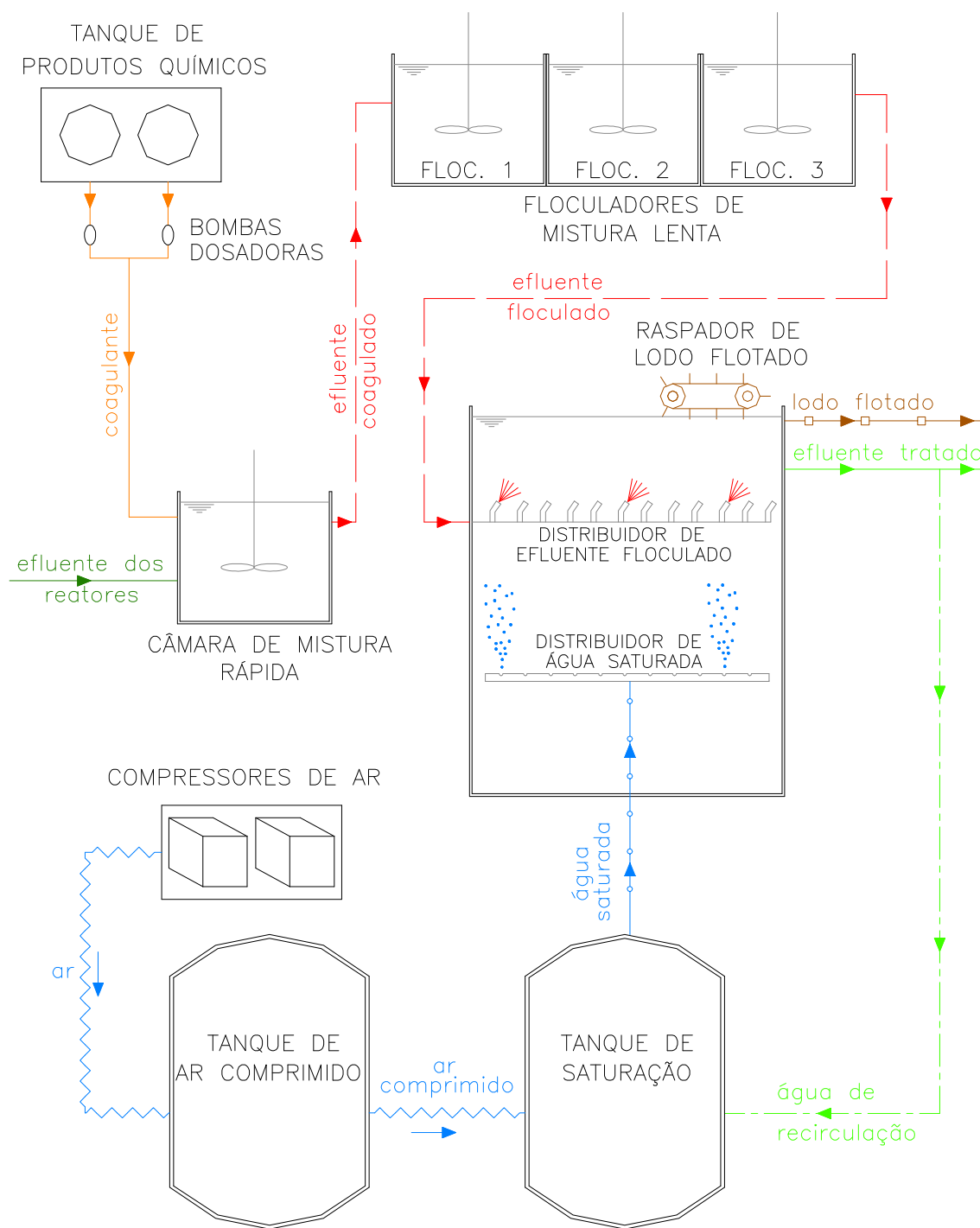


FIGURA 4.6 – CROQUI ESQUEMÁTICO DO SISTEMA FAD – ETE A
 FONTE: AUTORA (2010).

4.2.3 Sistema de Desaguamento de Lodo

Além das unidades já mencionadas nos parágrafos anteriores, a ETE conta com sistema de desaguamento de lodo dos reatores e dos flotadores, composto basicamente pelo prédio de desidratação e inertização de lodo, o qual abriga um tanque vertical com capacidade de 3.000 litros para preparação manual de polímero, uma bomba dosadora de polímero, um silo de cal de 25 m³, um dosador volumétrico de cal, um decanter centrífugo de capacidade nominal 16.000 L/h, um misturador lodo/cal, três roscas transportadoras, um compressor de ar e duas caçambas para retirada de lodo de 4 m³ cada.

4.3 METODOLOGIA

4.3.1 Considerações Iniciais

A estação de tratamento encontra-se atualmente em operação e deve atender às exigências da legislação ambiental vigente, que permite o lançamento dos esgotos sanitários tratados dentro de requisitos de qualidade estabelecidos na Licença Operacional.

O trabalho realizou um estudo da operação de um processo FAD em escala real. Algumas das vantagens desse tipo de estudo é a obtenção de resultados que representam a realidade operacional da planta e a interação com a equipe operacional para troca de experiências. No entanto, neste primeiro estudo, o cronograma e as amostras coletadas para análise obedeceram a rotina usual de operação da ETE, seguindo as dosagens atualmente utilizadas pela equipe de operação e com a limitação das paradas em casos de limpeza e manutenção dos equipamentos.

A avaliação da eficiência da estação teve foco na remoção de carga orgânica e abatimento de sulfetos, bem como foi avaliada a remoção de fósforo total e o estabelecimento de uma curva característica para definição da dosagem com base em valores de DQO, através de dados de ensaios de bancada tipo teste de jarros e da planta FAD.

A metodologia utilizada para a programação dos ensaios e definição dos parâmetros a serem analisados foi definida pela necessidade de avaliação da eficiência do processo FAD sob os pontos de vista operacionais e legais, com objetivo de subsidiar com o máximo de informações as tomadas de decisões nos estudos de alternativas de processos de tratamento de esgotos sanitários para novas plantas de tratamento.

O trabalho de pesquisas contou com a colaboração de operadores durante 24 horas por dia, que trabalham em escala de revezamento, os quais receberam as instruções para armazenamento dos dados e obtenção das amostras.

4.3.2 Implementação da Planilha de Controle Operacional

Como primeiro passo da coleta de dados, buscou-se o histórico de dados operacionais disponível nas estações. Observou-se que as informações armazenadas ao longo do tempo estavam dispersas, dificultando as análises e tomadas de decisões quanto ao processo.

Nesta etapa, anterior à coleta das amostras, foi elaborada em conjunto com a equipe de operação uma planilha de controle específica para a flotação, onde foi iniciado o processo de obtenção dos dados necessários para o monitoramento da FAD.

A partir das observações realizadas durante a pesquisa de campo na ETE, em conjunto com a equipe de operação, foram verificados quais os parâmetros já faziam parte da rotina de controle. Posteriormente, foram sugeridos os demais itens relevantes para inserção nos controles.

A coleta de dados e o ordenamento das informações são essenciais para o controle do processo FAD, já que este é considerado um sistema complexo que envolve diversos equipamentos eletro-mecânicos e utilização de produtos químicos, bem como pessoal técnico capacitado.

4.3.3 Análises Laboratoriais

A programação da coleta de análises compostas para o trabalho considerou os aspectos operacionais e logísticos já implantados na estação, pois são realizadas semanalmente amostragens compostas para o controle operacional.

Assim, durante os dias úteis da semana foram realizadas as amostragens, sendo as amostras enviadas aos laboratórios para processamento e análises.

4.3.4 Métodos Analíticos Utilizados

Os parâmetros foram avaliados segundo o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da AWWA, 21th Edition, 2005, utilizando os métodos descritos na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS

PARÂMETRO	METODOLOGIA
DQO	Método de oxidação por dicromato de potássio em meio ácido sulfúrico (SM 5220 D)
DBO DBO Solúvel	Técnica das diluições sem sementeira com amostras incubadas a 20°C. Medidas de oxigênio dissolvido através de eletrodo após calibração pelo método Winkler modificado pela azida sódica (SM 5210 D)
Fósforo Total	Cloreto Estanoso (SM 4500-P D)
Sulfetos	Método Iodométrico (SM 4500 S2-F)
pH	Método eletrométrico (SM 4500-H+ B)
Alcalinidade	Titulométrico (potenciométrica até pH 4.5) (SM 2320 B)
Turbidez	Nefelométrico (SM 2130 B)
Sólidos Sedimentáveis	Gravimétrico – Cone Inhoff (SM 2540 F)

FONTE: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)

4.3.5 Definição de Parâmetros de Controle e Metodologia de Amostragem

Os parâmetros principais para a avaliação da eficiência dos processos FAD das estações são os constituintes DQO, DBO Total e DBO Solúvel.

Segundo Oliveira et al. (2005a), a ênfase dada à qualidade do efluente, principalmente em termos de DQO e DBO, deve-se à importância do parâmetro, à facilidade de análise e por serem dois dos parâmetros de lançamento do efluente tratado que têm seus limites estabelecidos na licença ambiental de operação da estação de tratamento, conforme citado no item 5.2.1, sendo a sua remoção um dos objetivos principais do tratamento.

Também foram obtidos dados relativos à remoção de sulfetos e fósforo total. Os sulfetos são gerados no processo anaeróbio que antecede a FAD na ETE e são oxidados pelo coagulante cloreto férrico.

A remoção de fósforo na ETE não é exigida pelos órgãos ambientais, razão pela qual este parâmetro foi monitorado somente como informação complementar neste trabalho.

Além destes, outros parâmetros de determinação rápida foram levantados para que fosse possível avaliar alguma interferência destes na eficiência global da FAD, os quais são turbidez, pH, alcalinidade e sólidos sedimentáveis.

Foram levantadas informações da quantidade de cloro gasoso aplicada na ETE, a fim de avaliar a provável influência dessa adição ao sistema de tratamento.

O levantamento de todos os parâmetros citados, chamados de variáveis por Oliveira *et al.* (2005a), servirão para avaliar a ETE individualmente. Uma única variável ou até mesmo um grupo de variáveis não podem ser usadas para explicar o desempenho de várias estações, pois na influência de cada uma podem entrar aspectos de projeto, operação ou ambos.

De acordo com os autores, para se estabelecer as várias inter-relações existentes em uma estação de tratamento de esgotos e que contribuem para o seu desempenho deverão ser consideradas de maneira conjunta as características específicas de cada afluente, aspectos microbiológicos nos reatores, aspectos hidráulicos nas estruturas de entrada, saída e transferência, zonas mortas, curto-circuitos hidráulicos, condições de funcionamento dos equipamentos eletromecânicos, além de detalhes de projeto, construção e manutenção.

Devido à limitação dos recursos financeiros disponíveis para pesquisa foram adequadas a quantidade e frequência das análises laboratoriais externas referentes aos parâmetros DBO Total, DBO Solúvel e Fósforo Total. Além disso, de maneira a viabilizar a realização do maior número de parâmetros possível, foram disponibilizados pela Sanepar os laboratórios e técnicos para a análise de parâmetros básicos, como DQO, sulfetos, pH, alcalinidade, turbidez e sólidos sedimentáveis.

A Tabela 4.3 apresenta o cronograma de análises com a quantidade e os parâmetros.

TABELA 4.3 – CRONOGRAMA DAS ANÁLISES LABORATORIAIS

Local	Tipo	Qtde Análises	DQO, Sulfetos, pH, Alcalinidade, Turbidez e Sólidos Sedimentáveis	DBO Total	DBO Solúvel	DQO	Fósforo Total
ETE A	Comp.	Efluente UASB	15	15	15	-	11
	Comp.	Efluente FAD	15	15	15	-	11
	Simp.	Efluente UASB	4	4	4	-	3
	Simp.	Efluente FAD	4	4	4	-	3
Total			38	38	38		28

FONTE: Autora (2010)

De acordo com a Tabela 4.3 foram realizadas no total 38 amostragens para a ETE no período entre os dias 29/07/2010 e 22/09/2010, sendo 30 compostas e 8 simples.

Os parâmetros analisados para cada amostra foram: turbidez, pH, alcalinidade, sólidos sedimentáveis, sulfeto total, DQO, DBO total e DBO solúvel. Para determinação do parâmetro fósforo total, foram realizadas 28 amostragens, sendo 22 compostas e 6 simples.

A frequência de coleta de amostras foi diária, de segunda a sexta-feira tendo em vista o funcionamento dos laboratórios.

Foi dada preferência para obtenção de amostragens compostas, já que estas fornecem uma amostra mais representativa de um material tão heterogêneo e variável como o esgoto.

Observaram-se os dias favoráveis para a coleta das amostras, descartando aquelas amostras que sofreram interferência de procedimentos padrão de limpeza dos reatores e FAD, já que durante estes processos é inevitável o arraste de sólidos junto com o efluente da unidade afetada pela limpeza.

Os procedimentos de limpeza e manutenção dos equipamentos foram realizados praticamente em todas as semanas, algumas vezes em dias úteis quando havia a programação para coletas compostas.

Nestes casos, para que as análises laboratoriais não fossem interrompidas, optou-se por coletas simples, que são aceitáveis tendo em vista o baixo tempo de detenção do esgoto na FAD, observando que estas fossem representativas no instante em que foram tomadas.

Os pontos de tomada das amostras foram os mesmos das amostragens operacionais utilizadas pela Sanepar para controle do processo FAD, ou seja, um ponto à montante e outro à jusante da FAD.

Foram determinados um ponto de montante e outro de jusante. O ponto de montante está localizado na entrada da câmara de mistura rápida, após o local de aplicação do cloro gasoso para controle de odor. Já o ponto de jusante está localizado na canaleta de saída do efluente líquido do flotador.

Além destes, para avaliação da interferência do cloro gasoso nos resultados de DQO foram coletadas amostras dos efluentes dos reatores nas canaletas de saída, ou seja, antes dos pontos de aplicação de cloro.

A localização esquemática dos pontos de amostragem está apresentada na Figura 4.2.

4.4 DETERMINAÇÃO DA CURVA CARACTERÍSTICA TESTE DE JARROS X PLANTA FAD

Após a seqüência de análises laboratoriais descrita no item anterior foram realizados experimentos de coagulação de bancada do tipo teste de jarros utilizando o afluente à FAD da ETE A.

O teste de jarros é um ensaio de bancada capaz de estimar as dosagens de produtos químicos que devem ser aplicadas em fluxo contínuo, sendo também indicado para o acompanhamento operacional de processos de tratamento do tipo físico-químico. Entretanto, os ensaios de bancada apresentam características de escoamento e de agitação diferentes das condições reais sendo que os resultados obtidos nos jarros apresentam desvios em relação aos resultados observados em campo.

Os testes de jarros, realizados duas vezes ao dia, envolveram a equipe de operadores da ETE para treinamento, tornando o procedimento padrão, e tiveram por objetivo estabelecer uma curva característica própria do processo FAD da ETE A.

O equipamento de jarros em uso na ETE A possui cinco cubas com capacidade de 2,0 litros cada. O sistema de ajuste da rotação dos agitadores é do tipo manual e, com auxílio de um cronômetro, o tempo necessário de agitação em cada rotação é controlado. Cada uma das cubas recebeu quantidades diferentes do coagulante, de acordo com os procedimentos indicados para esse ensaio conforme Richter *et al.* (1991), Di Bernardo *et al.* (2005) e Figueiredo *et al.* (2005).

Assim, foram tomadas amostras simples no ponto de montante a FAD para os testes de jarros, sendo reservada, de cada uma, quantidade suficiente para as análises de DQO, turbidez e pH. Estes parâmetros foram selecionados por serem de determinação rápida e no próprio laboratório da ETE, fator essencial para a agilidade necessária no ajuste das dosagens de produtos químicos no processo tipo FAD.

No teste de jarros é possível controlar a rotação das palhetas dos agitadores das cubas de acordo com um tempo pré-estabelecido. Assim, os ensaios realizados se desenvolveram conforme metodologia a seguir:

a) Mistura Rápida (rotação de 160 rpm, durante 1 minuto): no início dessa etapa, com o agitador já ligado, procedeu-se a adição do coagulante.

b) Mistura lenta – floculação (rotação de 80 rpm durante 5 minutos, seguida de rotação de 60 rpm durante 2,5 minutos e por fim rotação de 45 rpm durante 2,5 minutos): nessa etapa foi possível observar de maneira qualitativa as características dos flocos formados (tamanho e velocidade de sedimentação).

c) Decantação (sem agitação durante 10 minutos): ao final desse período procedeu-se a coleta das amostras, evitando ao máximo a contaminação com os sólidos sedimentados e sobrenadantes, de forma simultânea em todos os frascos. Os parâmetros utilizados para avaliação do desempenho em cada cuba foram turbidez e pH.

A cada ensaio, foi aplicada na terceira cuba a dosagem de coagulante em uso no momento da amostragem, variando em 20 mg/L para menos nas duas primeiras cubas e em 20 mg/L para mais na quarta e quinta cubas. Da cuba escolhida como a melhor para o processo da FAD, foi tomada uma alíquota do conteúdo para a análise de DQO.

Aisse *et al.* (2001) indicam que, ao utilizar equipamento de Flotatest para a determinação das dosagens ótimas dos coagulantes a serem empregados, pode-se avaliar tanto a porcentagem de turbidez remanescente como o valor de turbidez final para escolha da dosagem que produz a melhor qualidade de água.

Nos casos em que a dosagem de coagulante escolhida após o teste de jarros fosse a mesma já em aplicação, procedeu-se imediatamente a coleta da amostra na saída da FAD. Em caso de adoção de uma dosagem diferente, deu-se um intervalo de 1 hora para a coleta do efluente da FAD para a estabilização da nova dosagem de coagulantes e esperando que nesse tempo o afluente a FAD tenha pouca ou nenhuma variação com relação aos parâmetros determinados na fase do teste de jarros.

Ao comparar os valores mencionados entre os ensaios de bancada e os resultados em escala real podem ser verificadas as magnitudes dos desvios e assim traça-se uma curva característica Dosagem Coagulantes x DQO.

Convém ressaltar que a curva característica é única para cada estação, variando de acordo com as condições adotadas nos testes de jarros e para a planta FAD, devendo ser calibrada caso haja troca do equipamento de bancada ou de qualquer uma de suas características, bem como nos casos de alterações no processo FAD, quer sejam equipamentos ou procedimentos operacionais.

Essa ferramenta visa auxiliar a equipe operacional a determinar, a partir dos valores de DQO, turbidez e pH do afluente à FAD, a dosagem mínima de produtos químicos que produzirá o efluente com atendimento aos padrões de lançamento legais para a ETE em questão, sem desperdício de produtos químicos e visando a preservação do meio ambiente com conseqüente redução dos custos operacionais.

A Figura 4.7 mostra na foto à esquerda as amostras de esgoto em repouso nas cubas, antes da realização do teste de jarros. Na frente das cubas têm-se cinco béqueres contendo cloreto férrico em solução na dosagem em que será usado nas cubas. A foto à direita mostra as cubas durante a realização do ensaio, onde aparecem os flocos formados em suspensão, com parcelas sedimentadas e sobrenadante.

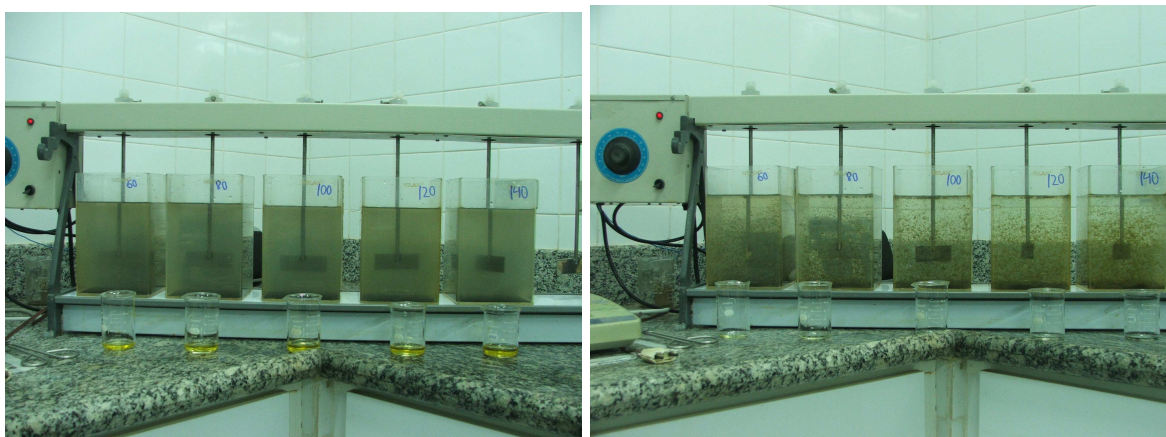


FIGURA 4.7 – TESTE DE JARROS. À ESQUERDA ESGOTO EM REPOUSO NAS CUBAS ANTES DA REALIZAÇÃO DO ENSAIO, COM A SOLUÇÃO DE CLORETO FÉRRICO QUE SERÁ MISTURADA EM CADA UMA DAS CUBAS NAS DIVERSAS DOSAGENS. À DIREITA AS CUBAS DURANTE A REALIZAÇÃO DO ENSAIO. FONTE: AUTORA (2010).

É importante que todos os operadores das estações com FAD sejam treinados para a realização dos ensaios de bancada e utilização da curva característica.

A metodologia aplicada a estes experimentos pode ser estendida futuramente para as demais ETEs que operam tratamento físico-químico, em especial FAD.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados decorrentes da implementação das planilhas de controle operacional e da avaliação de eficiência da estação de tratamento objeto do trabalho, com relação à remoção de carga orgânica em termos de DQO, DBO Total e DBO Solúvel, e de sulfetos. Além destes, serão apresentados os resultados dos demais dados levantados e parâmetros analisados, sendo turbidez, pH, temperatura, alcalinidade, sólidos sedimentáveis e fósforo total.

De acordo com Von Sperling (2005), a etapa de tratamento de dados de pesquisa na área de tratamento de esgotos e poluição das águas visa a um maior conhecimento sobre suas características e sobre o comportamento da amostra. Inicia-se pela etapa exploratória, onde são apresentadas informações ligadas à estatística descritiva, sendo que esta etapa precede e orienta o aprofundamento analítico, que conduz ao confronto dos resultados experimentais com as hipóteses teóricas ou descrições conceituais.

Os resultados obtidos são apresentados em forma de gráficos e tabelas. De modo a caracterizar a amostra de dados obtidos no trabalho, as tabelas apresentam valores máximos, médios, mínimos e desvio padrão.

Aos valores mencionados no parágrafo anterior também foram acrescentadas às medidas de posicionamento relativas aos percentis de 75%, valor adotado neste trabalho, sendo que estes valores estão diretamente relacionados ao conceito de distribuição de frequência e são uma forma interessante para visualizar a dispersão dos valores da amostra.

A fim de facilitar a compreensão, foram construídos gráficos a partir dos dados em tabela. Os dados qualitativos são apresentados em gráficos do tipo barra e linha e os dados quantitativos são apresentados em gráficos do tipo dispersão.

5.1 PLANILHA DE CONTROLE OPERACIONAL

De acordo com os objetivos do trabalho, após a avaliação da necessidade de obtenção de dados específicos para controle do processo FAD, foi elaborada uma planilha de controle operacional a fim de auxiliar na formação de banco de dados completo sobre o processo.

A planilha encontra-se apresentada no Anexo 1 e contém dados sobre o processo e sobre o funcionamento dos equipamentos eletro-mecânicos que são parte integrante.

Serão compilados os dados relativos: ao funcionamento dos raspadores superficiais de lodo; aos principais parâmetros de controle do sistema de saturação de ar/água como pressão, vazão e altura da coluna d'água no tanque de saturação; aos dados de acompanhamento das pressões das linhas de água saturada, desde a saída na bomba até a parte final da tubulação; a dosagem aplicada de produtos químicos; as análises laboratoriais realizadas para o afluente e efluente da FAD; o acompanhamento do desempenho do compressor de ar através do horímetro, que totaliza o tempo de funcionamento deste; a quantidade de lodo flotado em m³ e as alturas de lodo sedimentado no fundo do flotador e floculadores.

5.2 ETE A

5.2.1 Dados Operacionais

Atualmente as exigências para o efluente da ETE A com relação ao efluente tratado, de acordo com os limites da licença operacional (LO) são: DQO $\leq$ 225 mg/L, DBO $\leq$ 90 mg/L e materiais sedimentáveis até 1 mL/L.

A Tabela 5.1 apresenta o histórico dos dados operacionais de 2009 e 2010 do esgoto bruto afluente à ETE A.

Conforme apresentado na Tabela 5.1, os dados operacionais médios do esgoto afluente à ETE A para 2009 são: vazão média afluente de 358,42 L/s, temperatura de 20,56°C, pH de 7,37, DQO de 395 mg/L, DBO de 212 mg/L, sólidos sedimentáveis de 2,25 mg/L e sólidos suspensos de 152,18 mg/L. Para o período de janeiro a agosto de 2010 os dados médios são: vazão média afluente de 443,86 L/s, temperatura de 20,01°C, pH de 7,42, DQO de 349 mg/L, DBO de 181 mg/L, sólidos sedimentáveis de 2,81 mg/L e sólidos suspensos de 169,42 mg/L.

Observa-se que ocorreu incremento da vazão afluente no ano de 2010, da ordem de 24% com relação à média de 2009, acompanhada de uma diminuição dos valores médios de DQO e DBO, percentualmente de -11,5% e -14,3% respectivamente. Esse crescimento da vazão, com diminuição da concentração

pode ser explicado por um provável problema de infiltração na rede coletora e interceptores que ocasionou a diluição da carga afluyente.

TABELA 5.1 – DADOS OPERACIONAIS MÉDIOS DO ESGOTO BRUTO AFLUENTE À ETE A (2009 E 2010)

ANO 2009 – AFLUENTE BRUTO – ETE A							
MÊS	VAZÃO (L/s)	TEMPERATURA (°C)	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SÓLIDOS SEDIM (mg/L)	SÓLIDOS SUSP (mg/L)
JAN	322,75	21,94	7,17	409	188	2,08	146,75
FEV	314,60	21,70	7,38	384	220	1,98	152,00
MAR	326,71	21,58	7,51	390	233	1,56	125,43
ABR	302,29	22,37	7,34	435	250	2,37	174,00
MAI	298,00	20,45	7,33	509	278	2,26	181,57
JUN	289,63	17,50	7,49	498	273	2,78	188,50
JUL	339,00	17,50	7,39	422	194	2,19	141,88
AGO	395,86	18,27	7,54	426	229	3,14	193,14
SET	451,57	20,11	7,26	269	141	2,20	126,86
OUT	491,22	19,89	7,37	300	169	1,99	106,67
NOV	393,57	23,16	7,29	354	207	2,10	146,00
DEZ	394,40	23,54	7,35	310	186	2,09	139,38
MÉDIA	358,42	20,56	7,37	395	212	2,25	152,18
DESVIO PADRÃO	64,9	2,08	0,11	74	41	0,40	27,14
ANO 2010 – AFLUENTE BRUTO – ETE A							
JAN	463,20	22,76	7,27	187	106	2,10	127,00
FEV	476,54	23,20	7,34	254	129	1,93	115,00
MAR	441,38	22,91	7,41	259	164	2,65	133,00
ABR	444,67	21,06	7,36	402	177	3,93	202,57
MAI	460,79	18,98	7,36	342	165	2,70	126,83
JUN	429,04	17,21	7,45	445	229	1,94	153,50
JUL	425,10	17,91	7,56	419	226	4,16	256,75
AGO	410,14	16,00	7,59	488	257	3,04	240,71
MÉDIA	443,86	20,01	7,42	349	182	2,81	169,42
DESVIO PADRÃO	22,18	2,87	0,11	107	52	0,86	56,01

FONTE: Adaptado de USEG – Controle Analítico ETE A

A Tabela 5.2 apresenta o histórico relativo aos anos de 2009 e 2010 da eficiência dos reatores anaeróbios na remoção de DQO e DBO. Considerando que os reatores apresentam tempo de detenção de 8 horas para a vazão média da ETE de 420 L/s, a última coluna apresenta o tempo de detenção médio mensal.

TABELA 5.2 – EFICIÊNCIA DOS REATORES ANAERÓBIOS NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (2009 E 2010)

ANO 2009 – EFICIÊNCIA REATORES ANAERÓBIOS – ETE A							
MÊS	DQO AFLUENTE (mg/L)	DQO EFLUENTE (mg/L)	EFIC. (%)	DBO AFLUENTE (mg/L)	DBO EFLUENTE (mg/L)	EFIC. (%)	TEMPO DETENÇÃO (h)
JAN	409	168	59%	188	79	58%	10,3
FEV	384	170	56%	220	85	61%	10,6
MAR	390	189	52%	233	87	63%	10,2
ABR	435	253	42%	250	120	52%	11,0
MAI	509	265	48%	278	113	59%	11,2
JUN	498	283	43%	273	112	59%	11,5
JUL	422	180	57%	194	55	72%	9,8
AGO	426	179	58%	229	100	56%	8,4
SET	269	146	46%	141	35	75%	7,4
OUT	300	137	55%	169	-	-	6,8
NOV	354	170	52%	207	75	64%	8,5
DEZ	310	163	48%	186	65	65%	8,5
<i>MÉDIA</i>	392	192	51%	214	84	62%	9,3
<i>DESVIO PADRÃO</i>	74	48	6%	41	26	7%	1,6
ANO 2010 – EFICIÊNCIA REATORES ANAERÓBIOS – ETE A							
JAN	187	116	38%	106	-	-	7,2
FEV	254	110	57%	129	38	71%	7,0
MAR	259	146	43%	164	55	67%	7,6
ABR	402	161	60%	177	70	60%	7,5
MAI	342	169	51%	165	-	-	7,2
JUN	445	196	56%	229	89	61%	7,8
JUL	419	168	60%	226	84	63%	7,8
AGO	488	240	51%	257	98	62%	8,1
<i>MÉDIA</i>	349	163	53%	182	72	64%	7,5
<i>DESVIO PADRÃO</i>	107	42	8%	52	23	4%	0,4

FONTE: Adaptado de USEG – Controle Analítico ETE A

Conforme apresentado na Tabela 5.2, a eficiência média alcançada pelos reatores anaeróbios em 2009 foi de 51% na remoção de DQO e de 62% na remoção de DBO para tempo de detenção hidráulico (TDH) nos reatores de 9,3 horas. Já para o ano de 2010 os valores foram de 53% na remoção de DQO e de 64% na remoção de DBO para TDH de 7,5 horas. Neste caso, ao avaliar os valores médios, pode-se concluir que a redução no TDH nos reatores não interferiu negativamente na eficiência dos reatores para remoção de DQO e DBO.

Os valores de 62 e 64% de eficiência estão dentro do esperado por Jordão (2009) na faixa de 40 a 75% e Campos *et al.* (1999) na faixa de 55 a 75%. Ainda deve ser levado em conta que o afluente é considerado de concentração de fraca a média de acordo com a Tabela 3.4 apresentada no capítulo 3, o que coloca a eficiência na faixa mediana de 60% para os reatores anaeróbios.

O histórico de dados apresentado na Tabela 5.2 indica picos de DQO e DBO no esgoto afluente, como nos meses de abril a junho de 2009 e agosto de 2010, sendo que somente com a operação dos reatores anaeróbios não foi possível atender aos padrões de lançamento.

A ETE tem previsão de aumento de vazões de contribuição a curto prazo, havendo, portanto, necessidade de operacionalizar um processo de pós-tratamento que ofereça segurança na qualidade do efluente.

Devido a esses fatos, a Sanepar optou por implantar o processo FAD como pós-tratamento, antecipando as futuras necessidades de aumento da eficiência do tratamento e, conseqüentemente, permitindo o atendimento aos padrões de lançamento, mesmo com os incrementos de vazões e/ou cargas afluentes previstos.

A tecnologia FAD tem potencial para alcançar um excelente efluente em termos de carga orgânica, turbidez e inclusive remoção de fósforo. Entretanto, observa-se que a operacionalização é complexa, com a necessidade de implantação de controles e procedimentos operacionais para obtenção do ponto ótimo de dosagem do produto químico, com objetivo de evitar o uso desnecessário do produto químico e de possibilitar a manutenção da viabilidade financeira desta tecnologia.

A Tabela 5.3 apresenta o histórico relativo ao ano de 2010, quando do início da operação da FAD na ETE A, apresentando a eficiência da FAD na remoção de DQO e DBO.

TABELA 5.3 – EFICIÊNCIA DO FLOTADOR NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (MESES DE JANEIRO A AGOSTO DE 2010)

ANO 2010 – EFICIÊNCIA FLOTADOR – ETE A-						
MÊS	DQO EFLUENTE DOS REATORES (mg/L)	DQO EFLUENTE DOS FLOTADORES (mg/L)	EFIC. (%)	DBO EFLUENTE DOS REATORES (mg/L)	DBO EFLUENTE DOS FLOTADORES (mg/L)	EFIC. (%)
JAN	116	88	24%	-	38	-
FEV	110	79	28%	38	37	1%
MAR	146	90	39%	55	41	25%
ABR	161	139	14%	70	48	31%
MAI	169	157	7%	-	58	-
JUN	196	174	11%	89	75	16%
JUL	168	109	35%	84	47	44%
AGO	240	144	40%	98	62	36%
MÉDIA	163	122	25%	72	51	26%
DESVIO PADRÃO	42	36	13%	38	13	15%

FONTE: Adaptado de USEG – Controle Analítico ETE A

Conforme apresentado na Tabela 5.3, a eficiência média alcançada pela FAD em 2010 foi de 25% na remoção de DQO e de 26% na remoção de DBO. A baixa eficiência observada nesta etapa do tratamento pode ser atribuída em parte a pouca experiência da equipe de operações frente ao processo FAD recém-implantado, bem como aos ajustes nos equipamentos que compõem o processo.

A Tabela 5.4 apresenta o histórico relativo ao ano de 2010, quando do início da operação da FAD na ETE A, apresentando a eficiência total da ETE A na remoção de DQO e DBO, ou seja, somando-se as eficiências obtidas nos reatores anaeróbios à da FAD.

Conforme apresentado na Tabela 5.4, a eficiência média alcançada pela ETE em 2010 foi de 65% na remoção de DQO e de 72% na remoção de DBO.

TABELA 5.4 – EFICIÊNCIA TOTAL (UASB+FAD) NA REMOÇÃO DE DQO E DBO (MESES DE JANEIRO A AGOSTO DE 2010)

ANO 2010 – EFICIÊNCIA TOTAL – ETE A -						
MÊS	DQO AFLUENTE À ETE (mg/L)	DQO EFLUENTE DA ETE (mg/L)	EFICIÊNCIA (%)	DBO AFLUENTE À ETE (mg/L)	DBO EFLUENTE DA ETE (mg/L)	EFICIÊNCIA (%)
JAN	187	88	53%	106	38	64%
FEV	254	79	69%	129	37	71%
MAR	259	90	65%	164	41	75%
ABR	402	139	65%	177	48	73%
MAI	342	157	54%	165	58	65%
JUN	445	174	61%	229	75	67%
JUL	419	109	74%	226	47	79%
AGO	488	144	71%	257	62	76%
MÉDIA	349	122	65%	182	51	72%
DESVIO PADRÃO	107	36	8%	52	13	5%

FONTE: Adaptado de USEG – Controle Analítico ETE A

Pelos dados apresentados na tabela acima, o efluente da ETE se manteve dentro dos valores permitidos pelo órgão ambiental responsável de DQO ≤ 225 mg/L e DBO ≤ 90 mg/L.

Pelo valor médio de DQO afluente à ETE deve alcançar eficiência mínima de 36% e para DBO de 50%, valores facilmente obtidos considerando somente o tratamento anaeróbio. De acordo com Jordão (2009) as eficiências esperadas encontram-se na faixa de 40 a 75% e Campos *et al.* (1999) na faixa de 55 a 75%.

5.2.2 Resultados dos Ensaios

A Tabela 5.5 contém os dados relativos aos dias de amostragem, hora das coletas e o tipo, bem como das condições encontradas na ETE, tais como clima do dia, temperatura ambiente, vazão afluente à ETE e vazão afluente à FAD.

TABELA 5.5 – DADOS GERAIS DAS AMOSTRAGENS REALIZADAS E DAS CONDIÇÕES ENCONTRADAS NA ETE A

DATA	HORA COLETA	TIPO	CONDIÇÃO CLIMÁTICA	TEMPERATURA AMBIENTE (°C)	VAZÃO AFLUENTE À ETE (L/s)	VAZÃO AFLUENTE À FAD (L/s)
29/7	4:10	S	Nublado	16,1	265,0	83,0
29/7	8:30	S	Nublado	16,9	412,0	132,0
31/7	4:00	C	Nublado	15,4	278,0	86,0
1/8	8:50	C	Nublado	13,2	404,0	127,0
2/8	8:30	C	Nublado	17,4	271,0	89,0
3/8	9:20	S	Chuva	11,9	405,0	92,0
3/8	11:15	C	Nublado	12	452,0	146,0
8/8	8:20	C	Bom	14,7	311,0	100,0
9/8	9:30	C	Nublado	13,1	414,0	124,0
10/8	7:20	C	Nublado	13,1	427,0	148,0
10/8	11:00	C	Nublado	13,4	311,4	127,0
16/8	10:30	C	Bom	14,5	485,5	132,2
17/8	11:00	C	Bom	14,6	442,4	141,8
18/8	8:30	C	Nublado	14,8	463,0	136,0
22/8	9:30	C	Nublado	15,1	491,0	168,0
23/8	9:30	S	Bom	15,1	470,0	138,0
20/9	9:30	C	Bom	22,5	357,5	110,5
21/9	9:30	C	Bom	22,5	364,0	153,0
22/9	9:30	C	Bom	22,3	327,0	85,0
<i>Média</i>				15,7	386,9	122,0
<i>Máximo</i>				22,5	491,0	168,0
<i>Mínimo</i>				11,9	265,0	83,0
<i>Desvio Padrão</i>				3,3	74,8	26,1
<i>Percentil 75%</i>				16,5	447,2	139,9

Obs.: C = amostra do tipo composta e S = amostra do tipo simples

FONTE: Autora (2010)

Durante o período de execução das análises para a ETE A, a temperatura ambiente variou de 11,9 a 22,5°C, sendo o valor médio igual a $15,7^{\circ} \pm 3,3$ °C e em 75% do tempo esteve abaixo de 16,5°C. A média das medições de vazão afluyente foi de $386,9 \pm 74,8$ L/s, com um pico de 491,0 L/s em 22/08/2010, após um dia de chuva, e em 75% das medições a vazão ficou abaixo de 447,2 L/s. As vazões afluentes a FAD que estava em operação e que foi utilizado no trabalho atingiram

valor médio de $122,0 \pm 26,1$ L/s, variando entre o mínimo de 83,0 L/s e o máximo de 168,0 L/s, sendo que em 75% do tempo estiveram abaixo de 139,9 L/s.

A Figura 5.1 a seguir apresenta ilustrativamente os dados de vazões afluentes e temperaturas respectivamente ao dia da realização das amostragens. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico e são relativos às vazões afluentes em L/s. Os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico e são relativos às temperaturas em °C.

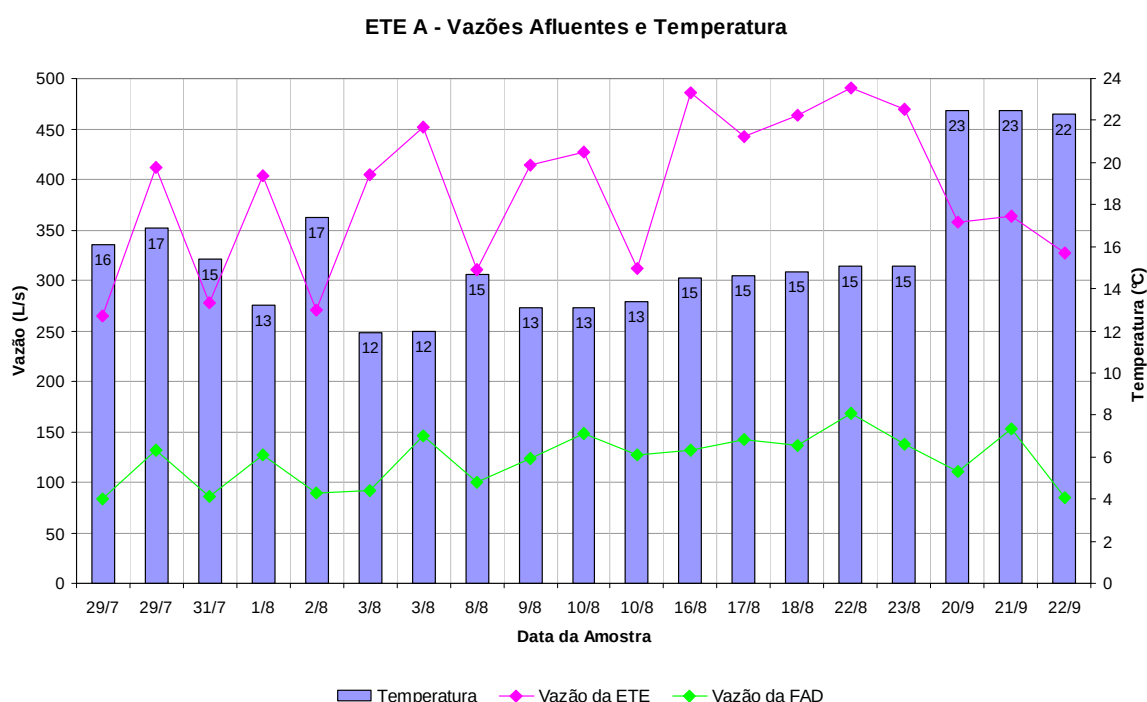


FIGURA 5.1 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – VAZÕES AFLUENTES E TEMPERATURA X DATA DA AMOSTRAGEM
FONTE: AUTORA (2010).

A Tabela 5.6 contém os dados relativos aos resultados das análises laboratoriais para determinação dos constituintes DQO, DBO Total e DBO Solúvel, nos pontos de amostragem à montante e à jusante da FAD. Os valores alcançados para eficiência da remoção desses constituintes, bem como os valores médios, máximos, mínimos e o desvio padrão do período encontram-se apresentados nas últimas colunas e linhas, respectivamente.

TABELA 5.6 – RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS PARA DQO, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL NA ETE A

DATA	Cloreto Férrico (mg/L)		DQO (mg/L)		DBO Total (mg/L)		DBO Solúvel (mg/L)		Eficiência de Remoção (%)		
	Solução Com.	Sal Ativo	Afl	Efl	Afl	Efl	Afl	Efl	DQO	DBO T	DBO S
29/7	145,3	58,1	234	78	80	23	54	13	67%	71%	76%
29/7	170,9	68,4	180	74	64	22	64	20	59%	66%	69%
31/7	158,3	63,3	184	90	27	13	14	14	51%	52%	0%
1/8	168,4	67,4	165	104	-	-	14	5	37%	-	64%
2/8	166,0	66,4	109	44	31	10	9	9	59%	68%	0%
3/8	122,6	49,0	175	32	13	7	9	7	82%	46%	22%
3/8	138,5	55,4	112	36	-	-	31	7	68%	-	77%
8/8	116,7	46,7	194	101	60	28	20	20	48%	53%	0%
9/8	178,8	71,5	257	93	36	3	31	20	64%	92%	35%
10/8	191,8	76,7	189	86	54	20	26	5	54%	63%	81%
10/8	160,5	64,2	172	53	-	-	9	9	69%	-	0%
16/8	173,6	69,4	240	-	-	-	31	20	-	-	35%
17/8	193,6	77,5	-	-	89	44	33	22	-	51%	33%
18/8	191,6	76,6	355	108	106	28	33	11	70%	74%	67%
22/8	192,1	76,9	230	101	100	42	58	5	56%	58%	91%
23/8	186,0	74,4	281	90	125	48	69	69	68%	62%	0%
20/9	214,7	85,9	362	201	65	27	58	36	45%	58%	38%
21/9	241,5	96,6	263	179	95	62	36	36	32%	35%	0%
22/9	219,6	87,8	276	135	95	33	36	25	51%	65%	31%
Média	175,3	70,1	221	94	69	27	33	19	58%	61%	38%
Máximo	241,5	96,6	362	201	125	62	69	69	82%	92%	91%
Mínimo	116,7	46,7	109	32	13	3	9	5	32%	35%	0%
Desvio Padrão	31,9	12,8	71	45	33	16	19	16	13%	13%	33%
Percentil	192,0	76,8	262	104	95	38	45	21	68%	67%	68%

FONTE: Autora (2010)

Foram retirados do universo de dados os resultados de quatro análises de laboratório para determinação do constituinte DQO, devido à contaminação da amostra do efluente da FAD no dia 16/08/2010 e por erro de leitura nos valores da amostra do afluente e do efluente no dia 17/08/2010.

Foram retirados do universo de dados os resultados de oito análises de laboratório para determinação do constituinte DBO Total. A amostra do efluente da FAD do dia 01/08/2010, do afluente e efluente nos dias 10/08 e 16/08/2010 e do efluente do dia 03/08/10, que apresentaram erro de leitura devido a problemas no equipamento.

Os resultados relativos aos valores de DBO Total e Solúvel do efluente dos dias 03/08, 09/08, 23/08 e 20/09/10 foram excluídos do universo de dados, pois resultaram em valores de DBO Solúvel superiores aos da DBO Total. Esse resultado não é possível pois a parcela da DBO Solúvel não pode ultrapassar a DBO Total.

Com relação aos resultados da amostra para DBO Total e Solúvel do afluente do dia 29/07 e do efluente do dia 31/07, devido à constatação de que a diferença encontrada nas análises foi de 1 mg/L a mais para DBO Solúvel, considerou-se os resultados válidos com foi aletração dos valores de DBO Solúvel para uma unidade a menos, igualando seu valor ao da DBO Total. Esta alteração nos resultados é insignificante e serve somente para manter a coerência nos resultados.

O produto químico cloreto férrico utilizado como coagulante na FAD é recebido na estação na forma líquida. A massa específica a 20°C é igual a 1,4 kg/L, sendo que a concentração da solução varia entre 38 e 40%.

A Figura 5.2 a seguir apresenta os dados de DQO afluentes e efluentes a FAD, indicando a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos à DQO afluentes e efluentes à FAD, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência na remoção do constituinte DQO.

Na mesma figura encontra-se indicado em linha o valor de lançamento de DQO de 225 mg/L, limitado de acordo com a licença de operação emitida pelo órgão ambiental competente.

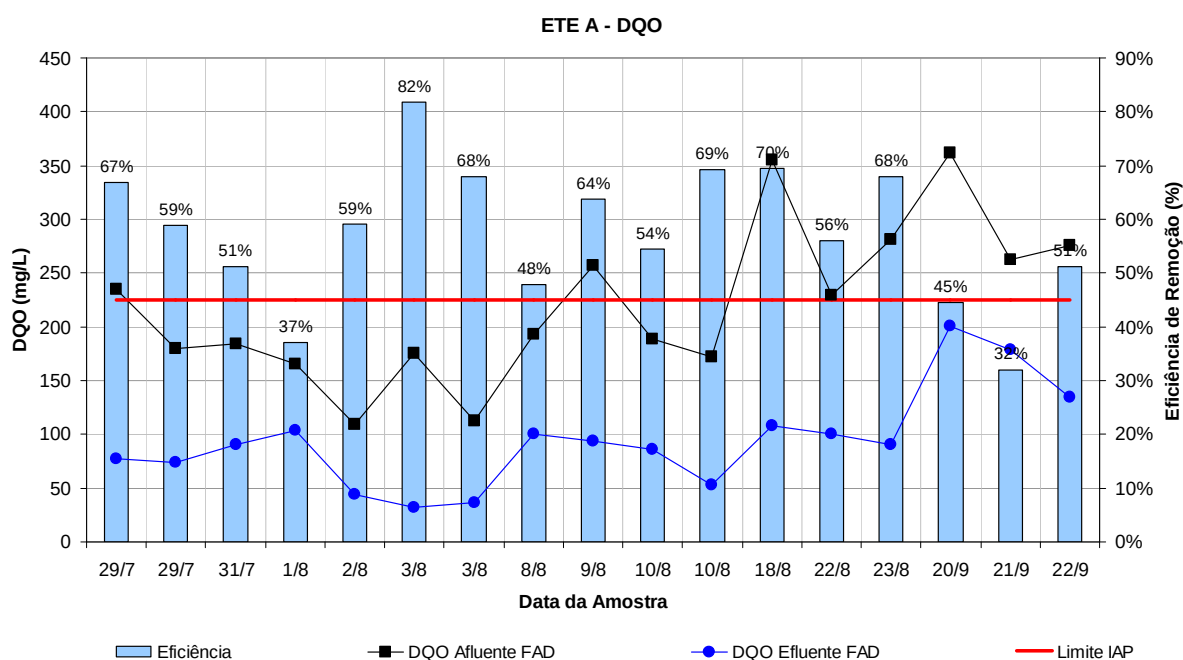


FIGURA 5.2 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DQO AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E LIMITE DE LANÇAMENTO
 FONTE: AUTORA (2010).

A média das medições das concentrações de DQO afluente a FAD ficou em 221 ± 71 mg/L, com um máximo de 362 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 261 mg/L.

Com relação aos dados de DQO na saída da FAD, temos que a média das medições de DQO após a FAD ficou em 94 ± 45 mg/L, com um máximo de 201 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 104 mg/L.

O valor médio de eficiência de remoção de DQO na FAD é de 57 ± 13 %, variando na faixa de 32% a 82% e em 75% das medições o valor ficou acima de 51%.

A Figura 5.3 apresenta os dados de DBO Total afluentes e efluentes a FAD, indicando a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos à DBO afluentes e efluentes à FAD, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência na remoção do constituinte DBO Total.

Na mesma figura encontra-se indicado em linha o valor de lançamento de DBO Total de 90 mg/L, limitado de acordo com a licença de operação emitida pelo órgão ambiental competente.

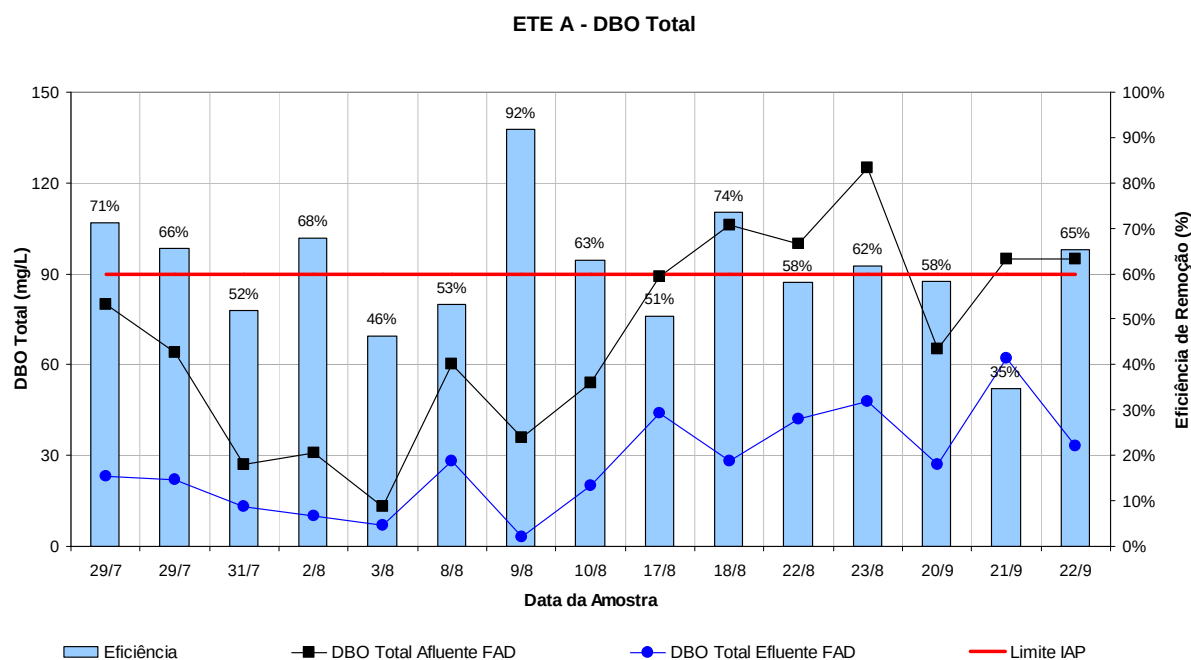


FIGURA 5.3 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DBO TOTAL AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E LIMITE DE LANÇAMENTO
 FONTE: AUTORA (2010).

A média das medições das concentrações do parâmetro de DBO Total afluente à FAD ficou em 69 ± 13 mg/L, com um máximo de 125 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 95 mg/L.

Com relação aos dados de DBO Total na saída da FAD, temos que os valores atingiram na média o valor de 27 ± 16 mg/L, com um máximo de 62 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 38 mg/L.

Para o parâmetro de eficiência de remoção de DBO Total, os resultados são de eficiência média igual a $61 \pm 13\%$, variando na faixa de 35% a 92% em 75% das medições a eficiência resultou em valores superiores a 67%.

Além dos constituintes DQO e DBO Total, este trabalho também avaliou a remoção de DBO Solúvel no processo FAD, conforme apresentado na Tabela 5.2.

A Figura 5.4 a seguir apresenta todos os dados de DBO Solúvel afluentes e efluentes à FAD, indicando a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos à DBO Solúvel afluentes e efluentes à FAD, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência na remoção do constituinte DBO Solúvel.

A grande variação nos resultados reflete a variabilidade presente na qualidade e na quantidade dos esgotos domésticos afluentes às estações de tratamento municipais.

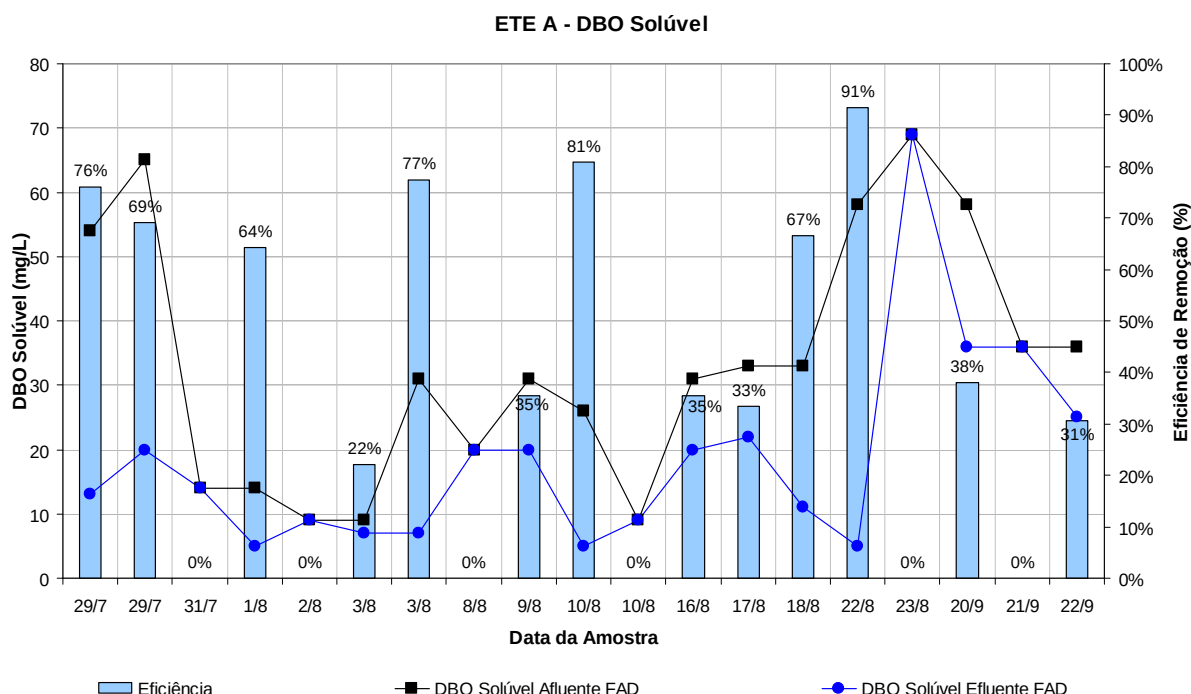


FIGURA 5.4 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A - DBO SOLÚVEL AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL
 FONTE: AUTORA (2010).

Neste caso a média das medições das concentrações de DBO Solúvel afluente a FAD resultou em 33 ± 19 mg/L, com um máximo de 69 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 45 mg/L.

Com relação aos dados de DBO Solúvel na saída da FAD, temos que a média das medições ficou em 19 ± 16 mg/L, com um máximo de 69 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 21 mg/L.

O resultado de eficiência média de remoção de DBO Solúvel alcançado pela FAD foi igual a $38 \pm 33\%$, variando na faixa de 0 a 91%, e em 75% das medições o valor da eficiência ficou acima de 68%.

A Tabela 5.7 apresenta as relações entre os valores de DQO e DBO para esgotos tipicamente domésticos segundo Metcalf&Eddy (2003).

TABELA 5.7 – RELAÇÕES ENTRE DQO E DBO

Tipo de Esgoto	DBO/DQO	DQO/DBO
Não tratado	0,3 a 0,8	3,30 a 1,25
Após decantação primária	0,4 a 0,6	2,5 a 1,67
Efluente Final	0,1 a 0,3	10 a 3,33

FONTE: Adaptado de Metcalf&Eddy (2003)

Na Tabela 5.8 estão informados os valores das relações “DQO/DBO Total” e “DBO Total/DBO Solúvel”, bem como os valores médios, máximos, mínimos e o desvio padrão do período.

Os valores encontrados na entrada da FAD apontam uma média de $4,35 \pm 2,93$, variando entre valor mínimo e máximo de 1,60 e 13,57 respectivamente.

As relações “DBO Total/DBO Solúvel” do afluente a FAD foram de $2,10 \pm 0,75$ na média, variando entre 3,44 e 0,98 respectivamente.

Para o efluente a FAD, as relações “DQO/DBO Total” variaram entre 1,88 e 31,10, sendo na média o valor de $6,01 \pm 7,38$.

Neste caso, as relações “DBO Total/DBO Solúvel” do efluente a FAD variaram entre 0,15 e 8,40, sendo na média o valor de $1,93 \pm 2,01$.

TABELA 5.8 – VALORES DAS RELAÇÕES “DQO/DBO TOTAL” E “DBO TOTAL/DBO SOLÚVEL”

DATA	DQO / DBO Total		DBO Total / DBO Solúvel	
	Afl	Efl	Afl	Efl
29/7	2,93	3,37	1,48	1,77
29/7	2,81	3,36	0,98	1,10
31/7	6,81	6,92	1,93	0,93
1/8	5,50	-	2,14	
2/8	3,51	4,44	3,44	1,11
3/8	13,47	4,54	1,44	1,00
3/8	1,60	-	2,26	
8/8	3,23	3,60	3,00	1,40
9/8	7,13	31,10	1,16	0,15
10/8	3,50	4,30	2,08	4,00
10/8	-	-		
16/8	-	-		
17/8	-	-	2,70	2,00
18/8	3,35	3,86	3,21	2,55
22/8	2,30	2,40	1,72	8,40
23/8	2,25	1,88	1,81	0,70
20/9	5,57	7,43	1,12	0,75
21/9	2,77	2,89	2,64	1,72
22/9	2,91	4,09	2,64	1,32
<i>Média</i>	4,35	6,01	2,10	1,93
<i>Máximo</i>	13,47	31,10	3,44	8,40
<i>Mínimo</i>	1,60	1,88	0,98	0,15
<i>Desvio Padrão</i>	2,93	7,38	0,75	2,01
<i>Percentil</i>	5,52	4,52	2,64	1,88

FONTE: Autora (2010)

De acordo com a Tabela 5.8, as relações entre os valores de DQO e DBO Total do afluente e do efluente a FAD estão compatíveis com aquelas esperadas para o esgoto sanitário tipicamente doméstico após tratamento.

A Tabela 5.9 contém os dados relativos aos resultados das análises laboratoriais para determinação dos parâmetros: fósforo total, sulfetos, turbidez, pH, temperatura, alcalinidade e sólidos sedimentáveis, nos pontos de amostragem à montante e à jusante da FAD da ETE A.

Além destes, também estão informados os valores alcançados para eficiência da remoção dos constituintes fósforo, sulfetos e turbidez, bem como os valores máximos, mínimos, médios e percentis do período.

Para melhorar a visualização dos dados apresentados na Tabela 5.9, a seguir são apresentadas figuras relacionadas aos parâmetros de entrada e saída da FAD: fósforo total, sulfetos, pH, alcalinidade, turbidez e sólidos sedimentáveis, bem como as eficiências de remoção de fósforo total, sulfetos e turbidez.

A Figura 5.5 apresenta os valores das concentrações de fósforo total afluente e efluente à FAD, com a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos às concentrações de fósforo total, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência de remoção de fósforo total na FAD.

A grande variação nos resultados reflete a variabilidade presente na qualidade e na quantidade esgotos domésticos dos afluentes às estações de tratamento municipais.

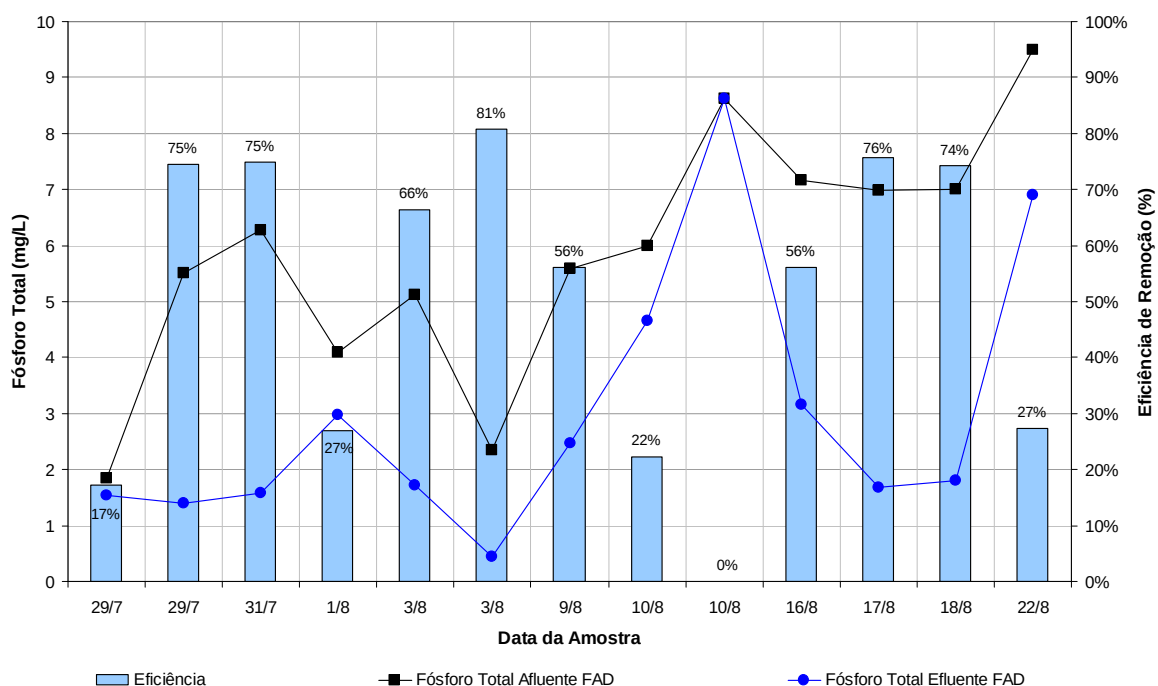


FIGURA 5.5 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – FÓSFORO TOTAL
 FONTE: AUTORA (2010).

TABELA 5.9 – PARÂMETROS DOSAGEM DE CLORO GASOSO, FÓSFORO, SULFETOS, TURBIDEZ, PH, TEMPERATURA, ALCALINIDADE E SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS

DATA	CLORO GÁS (kg/h)	AFLUENTE FAD							EFLUENTE FAD							EFICIÊNCIA		
		FÓSF. TOTAL	SULF.	TURB.	pH	TEMP. (°C)	ALCALI NIDADE	Sol. Sedim.	FÓSF. TOTAL	SULF.	TURB.	pH	TEMP. (°C)	ALCALI NIDADE	Sol. Sedim.	% Fosf.	% Sulf	% Turb
29/7	28	1,9	4,2	99,2	6,68	17,9	214,0	0,6	1,5	2,6	39,2	6,61	18,1	154,0	0,1	17%	38%	60%
29/7	21	5,5	5,3	81,4	6,89	17,8	222,0	1,0	1,4	2,4	43,5	6,78	18,3	161,0	0,2	75%	55%	47%
31/7	30	6,3	4,1	77,7	6,74	18,9	216,0	0,7	1,6	2,9	55,8	6,60	18,7	163,0	0,2	75%	30%	28%
1/8	15	4,1	5,1	73,6	6,84	17,2	220,0	1,1	3,0	2,3	40,6	6,74	17,5	165,0	0,2	27%	56%	45%
2/8	22	-	4,2	96,1	6,79	15,3	214,0	0,2	-	2,0	58,3	6,65	15,5	165,0	<0,1	-	52%	39%
3/8	6	5,1	4,0	53,8	6,92	14,8	216,0	0,4	1,7	2,7	41,6	6,73	14,3	167,0	0,1	66%	34%	23%
3/8	19	2,3	2,6	47,3	7,35	10,8	151,0	0,2	0,5	1,6	10,3	6,98	10,7	121,0	<0,1	81%	38%	78%
8/8	8	4,5	4,3	82,0	7,02	14,5	260,8	0,4	4,7	2,3	177,0	6,92	15,0	220,5	<0,1	-	47%	-116%
9/8	21	5,6	4,8	141,0	7,25	12,5	243,8	1,1	2,5	2,0	88,2	6,94	12,9	188,7	0,1	56%	58%	37%
10/8	17	6,0	3,9	115,0	7,04	11,5	198,0	0,2	4,7	2,3	62,1	7,00	11,9	152,0	0,4	22%	41%	46%
10/8	17	8,6	3,7	88,6	7,35	12,5	215,2	0,6	8,6	2,3	59,8	7,06	13,0	168,8	0,2	0%	38%	33%
16/8	15	7,2	4,9	87,6	6,95	8,6	211,0	1,0	3,2	2,9	54,7	6,76	8,2	168,8	0,3	56%	41%	38%
17/8	26	7,0	5,5	66,3	7,20	8,6	206,8	0,6	1,7	3,5	44,0	6,89	8,6	147,7	0,8	76%	36%	34%
18/8	19	7,0	4,9	63,6	7,31	14,6	200,0	1,2	1,8	2,3	38,1	6,97	14,8	149,5	0,2	74%	53%	40%
22/8	10	9,5	7,8	129,0	7,17	16,8	220,2	0,5	6,9	3,1	136,0	7,08	16,8	169,7	0,2	27%	60%	-5%
23/8	10	-	10,5	109,0	7,02	15,5	226,2	1,5	-	2,5	121,0	6,72	15,7	179,8	0,1	-	76%	-11%
20/9	14	-	2,0	93,9	7,12	14,5	241,0	0,9	-	1,4	57,2	6,81	14,9	181,3	0,5	-	30%	39%
21/9	7	-	2,8	116,0	7,00	15,3	187,5	0,5	-	1,8	90,0	6,85	16,2	183,3	0,9	-	36%	22%
22/9	14	-	1,9	25,2	7,55	16,3	95,0	1,1	-	1,1	20,5	7,37	16,4	79,2	0,1	-	42%	19%
Média	17,6	5,7	4,6	86,6	7,06	14,4	208,3	0,7	3,1	2,3	65,2	6,87	14,6	162,4	0,3	50%	45%	26%
Máximo	30,0	9,5	10,5	141,0	7,55	18,9	260,8	1,5	8,6	3,5	177,0	7,37	18,7	220,5	0,9	81%	76%	78%
Mínimo	6,2	1,9	1,9	25,2	6,68	8,6	95,0	0,2	0,5	1,1	10,3	6,60	8,2	79,2	0,1	0%	30%	116%
Desv. Padr.	6,8	2,1	2,0	28,7	0,23	3,0	35,6	0,4	2,3	0,6	41,2	0,19	3,1	28,4	0,2	28%	12%	40%
Perc. 75%	11,9	7,0	5,0	104,1	7,23	16,6	221,1	1,1	4,3	2,6	75,2	6,98	16,6	174,8	0,3	75%	54%	42%

FONTE: Autora (2010)

A média das medições das concentrações de fósforo total no efluente dos reatores anaeróbios, ou seja, no afluente a FAD, ficou em $5,7 \pm 2,10$ mg/L, com um máximo de 9,5 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 7,0 mg/L. Já o efluente da FAD ficou em média $3,1 \pm 2,3$ mg/L, com um máximo de 8,6 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 4,3 mg/L.

O valor médio de eficiência de remoção de fósforo total na FAD é de $50 \pm 28\%$, variando na faixa de 0 a 81% e em 75% das medições o valor ficou acima de 27%.

A Figura 5.6 apresenta os dados de concentração de sulfetos afluentes e efluentes à FAD, com a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos aos sulfetos, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência de remoção dos sulfetos na FAD.

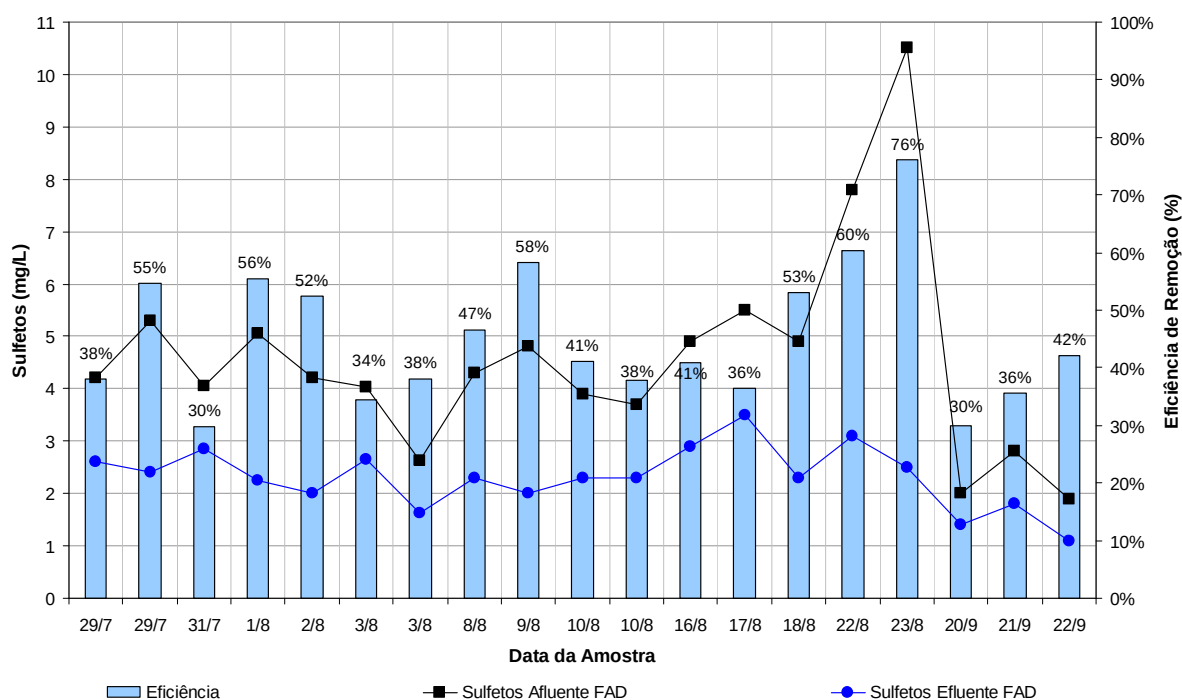


FIGURA 5.6 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – SULFETOS
FONTE: AUTORA (2010).

A média das medições das concentrações de sulfetos no efluente dos reatores anaeróbios, ou seja, no afluente a FAD ficou em $4,60 \pm 2,00$ mg/L, com um máximo de 10,5 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 5,0 mg/L. Já o efluente da FAD ficou em média $2,3 \pm 0,6$ mg/L, com um máximo de 3,5 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 2,6 mg/L.

O valor médio de eficiência de remoção de sulfetos na FAD foi de $45 \pm 12\%$, variando na faixa de 30% a 76% e em 75% das medições o valor ficou acima de 37%.

Os dados relativos à turbidez de entrada na FAD e os valores remanescentes estão apresentados na Figura 5.7, relacionados com a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos aos valores de turbidez, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à eficiência de remoção da turbidez na FAD.

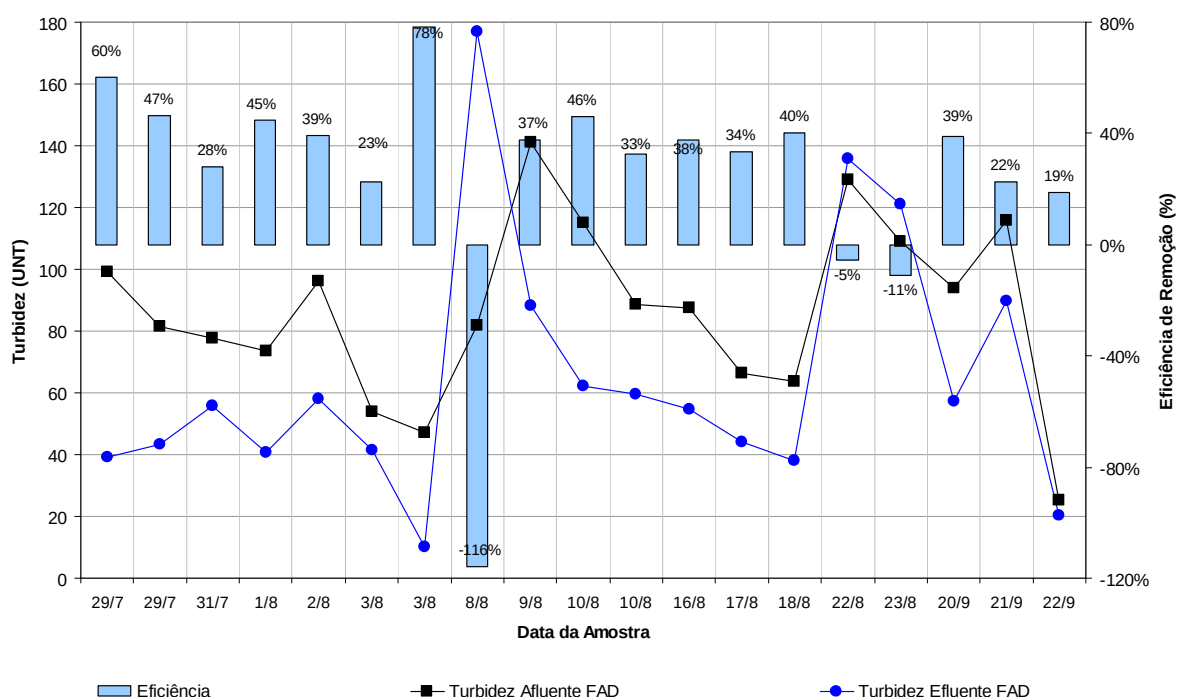


FIGURA 5.7 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – TURBIDEZ
FONTE: AUTORA (2010).

A média das medições de turbidez do afluente a FAD ficou em $86,60 \pm 28,70$ UNT, com um máximo de 141,0 UNT e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 104,1 UNT. Já o efluente da FAD teve o valor médio de $65,15 \pm 41,25$ UNT, com um máximo de 177,0 UNT e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 75,2 UNT.

Das dezenove amostragens realizadas, somente em três houve aumento da turbidez na FAD, entretanto resultando em valores de eficiência negativos.

Portanto, o valor médio de eficiência de remoção de turbidez na FAD foi de 26,1%, sendo o valor mínimo de -116% e o máximo de 78%.

A Figura 5.8 apresenta os dados de pH e alcalinidade afluentes e efluentes à FAD, com a data de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos ao pH, e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos à alcalinidade.

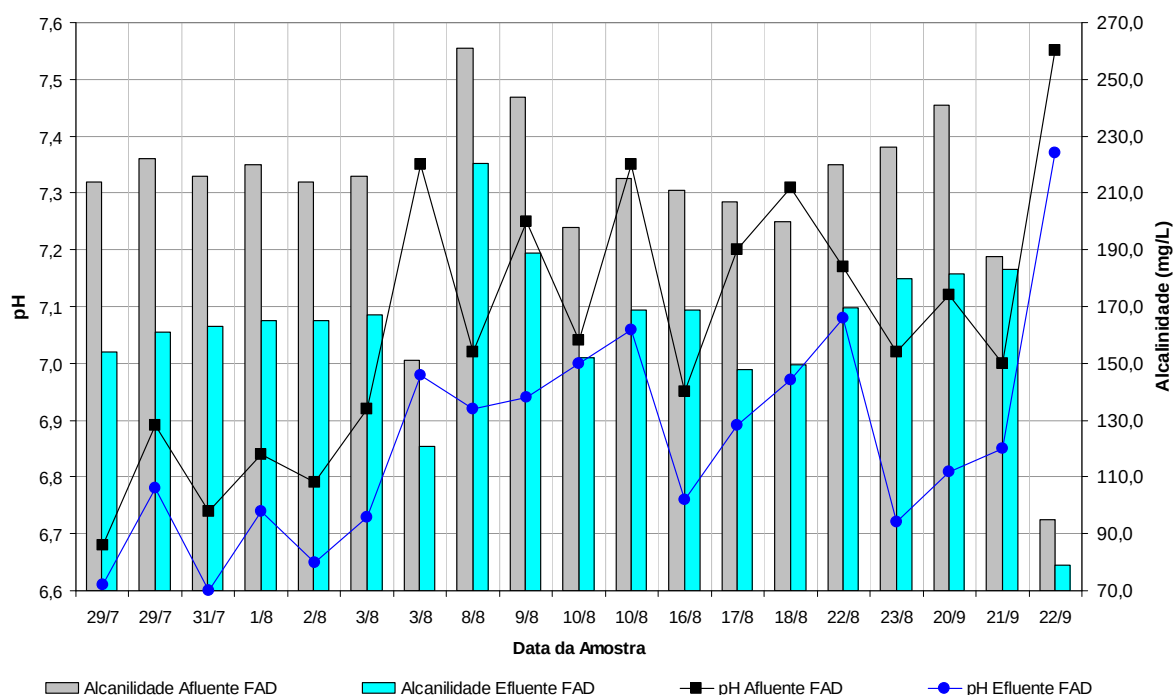


FIGURA 5.8 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – PH E ALCALINIDADE
FONTE: AUTORA (2010).

O valor médio do pH do afluente a FAD medido no período foi de $7,06 \pm 0,23$, variando na faixa de 6,68 a 7,55. Os valores de alcalinidade variaram entre 95,0 e 260,8 mg/L, sendo que na média o valor foi de $208,3 \pm 35,6$ mg/L.

Já para o efluente da FAD, o valor médio do pH foi de $6,87 \pm 0,19$, variando na faixa de 6,60 a 7,37, e a alcalinidade variou entre 79,2 e 220,5 mg/L, sendo que na média o valor foi de $162,4 \pm 28,4$ mg/L.

A Figura 5.9 apresenta os dados de Sólidos Sedimentáveis do afluente e efluente a FAD, indicando a data de amostragem e o valor de lançamento de SS limite de acordo com o órgão ambiental.

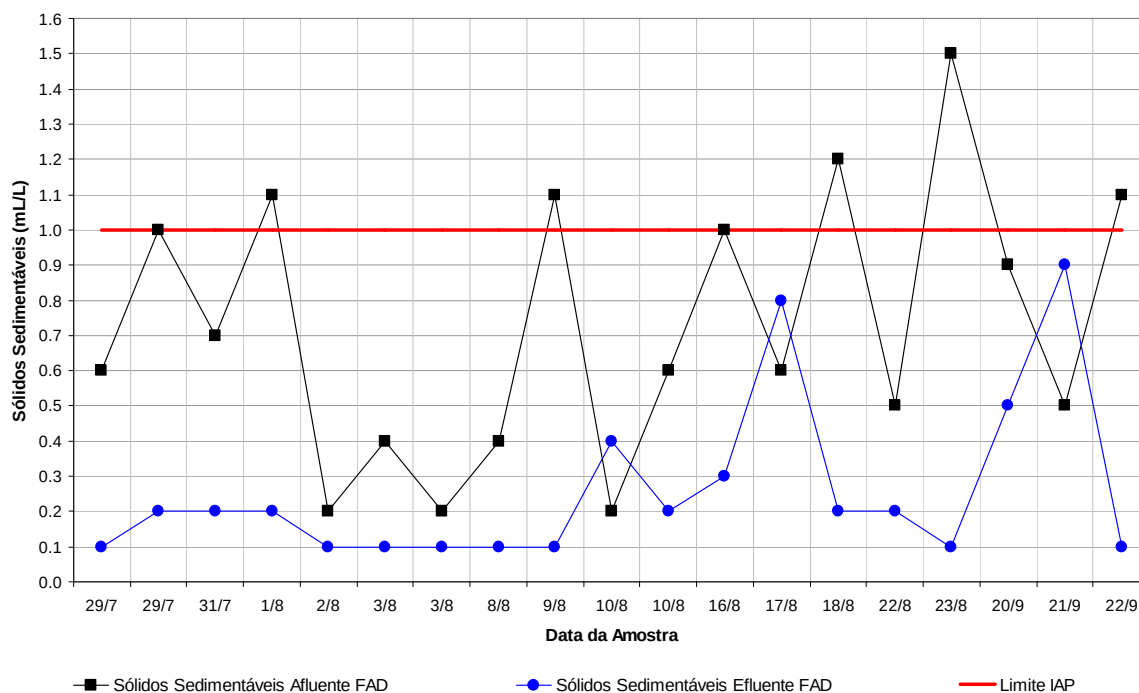


FIGURA 5.9 – GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS AFLUENTE E EFLUENTE, VALOR LIMITE IAP
 FONTE: AUTORA (2010).

A média das medições das concentrações de sólidos sedimentáveis afluente a FAD ficou em $0,7 \pm 0,4$ mg/L, com um máximo de 1,5 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 1,1 mg/L. O valor de sólidos sedimentáveis no efluente a FAD teve um valor médio de $0,3 \pm 0,2$ mg/L, com um máximo de 0,9 mg/L e, em 75% das medições o valor ficou abaixo de 0,3 mg/L.

Com relação aos dados avaliados no processo FAD, foram levantadas as dosagens de produtos químicos utilizados, as vazões de recirculação e as pressões de saturação.

A Tabela 5.10 contém os dados relativos aos dias de amostragem, dosagens de produtos químicos utilizados na ETE em L/h, em mg/L de solução comercial e em mg/L de sal ativo. As vazões de recirculação são proporcionais às medidas na entrada da FAD, variando entre 48,9 e 16,2%, e as pressões de saturação estão apresentadas em bar.

TABELA 5.10 – DADOS DOSAGENS DE PRODUTOS QUÍMICOS, PRESSÃO DE SATURAÇÃO E VAZÃO DE RECIRCULAÇÃO

DATA	DOSAGEM DE CLORETO FÉRRICO			VAZÃO DE RECIRCULAÇÃO		PRESSÃO SATURAÇÃO (bar)
	L/h	Solução (mg/L)	Sal (mg/L)	(L/s)	%	
29/7	31,0	145,25	58,10	40,5	25,5%	5,5
29/7	58,0	170,88	68,35	40,5	25,3%	5,5
31/7	35,0	158,27	63,31	40,7	38,0%	5,5
1/8	55,0	168,42	67,37	40,7	25,7%	5,5
2/8	38,0	166,04	66,42	14,4	26,7%	6,2
3/8	29,0	122,58	49,03	35	25,7%	5,4
3/8	52,0	138,51	55,40	39,1	26,8%	6,1
8/8	30,0	116,67	46,67	35,1	48,8%	5,8
9/8	57,0	178,76	71,51	36,5	29,4%	5,8
10/8	73,0	191,82	76,73	36,7	16,2%	5,5
10/8	52,4	160,45	64,18	33,9	30,7%	5,5
16/8	59,0	173,56	69,42	33,5	23,6%	4,8
17/8	70,6	193,62	77,45	36,2	24,8%	5,6
18/8	67,0	191,58	76,63	35	47,3%	5,2
22/8	83,0	192,13	76,85	39,7	48,9%	5,0
23/8	66,0	185,99	74,40	35,5	35,1%	4,5
20/9	61,0	214,68	85,87	39,3	35,5%	3,6
21/9	95,0	241,47	96,59	41	32,0%	4,5
22/9	48,0	219,61	87,84	41,6	26,8%	4,3
<i>Média</i>	55,8	175,28	70,11	36,6	31,2%	5,3
<i>Máximo</i>	95,0	241,47	96,59	41,6	48,9%	6,2
<i>Mínimo</i>	29,0	116,67	46,67	14,4	16,2%	3,6
<i>Desvio Padrão</i>	18,1	31,90	12,76	6	9,1%	0,7
<i>Percentil 75%</i>	66,5	191,97	76,79	40,5	35,3%	5,5

FONTE: Autora (2010)

A Figura 5.10 apresenta as dosagens de produtos químicos aplicadas de acordo com a data da amostragem.

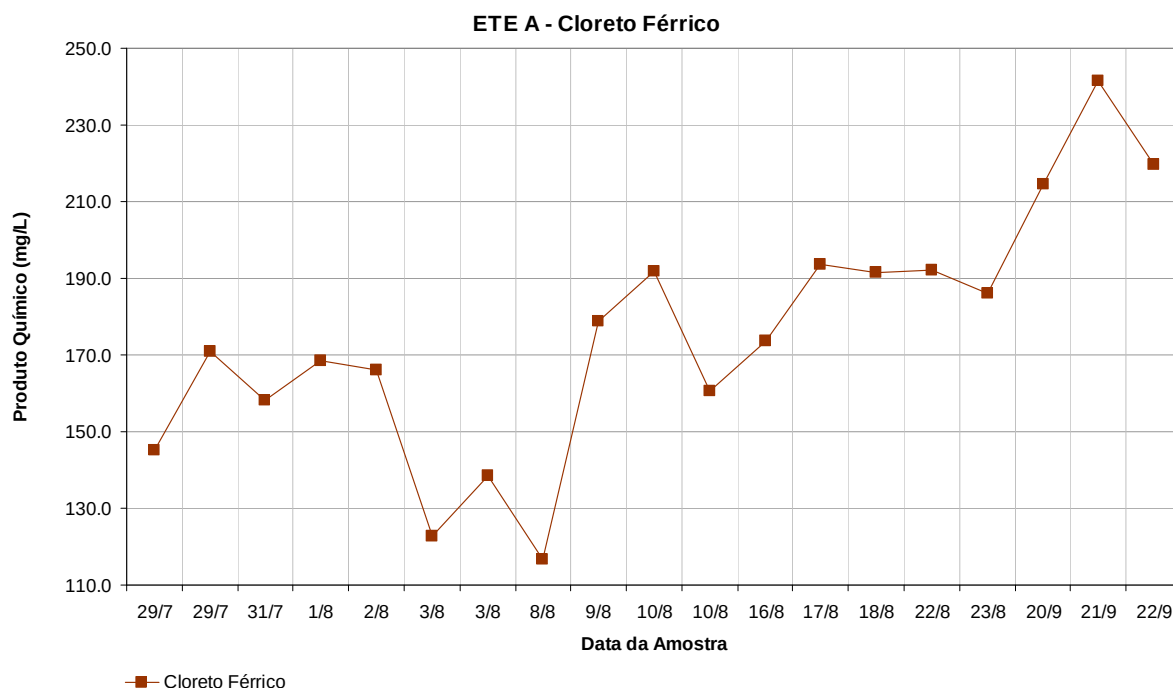


FIGURA 5.10 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORETO FÉRRICO
 FONTE: AUTORA (2010).

Durante o período de execução das análises para a ETE A utilizando cloreto férrico, a média das dosagens utilizada foi de $55,8 \pm 18,1$ L/h, ou $175,3 \pm 31,9$ mg/L de solução comercial, o que corresponde a $70,11 \pm 12,76$ mg/L de sal ativo.

O valor máximo utilizado foi de 95,0 L/h, ou 241,5 mg/L de solução e 96,6 mg/L de sal, e em 75% das medições a vazão ficou abaixo de 66,5 L/h, ou 192,0 mg/L de solução e 76,8 mg/L de sal.

A Figura 5.11 apresenta os dados das vazões de recirculação, bem como as pressões de saturação de ar nos dias de amostragem. Os dados plotados em linha se referem ao Eixo Y à esquerda do gráfico, relativos às vazões de recirculação e os dados plotados em coluna se referem ao Eixo Y à direita do gráfico, relativos às pressões de saturação de ar.

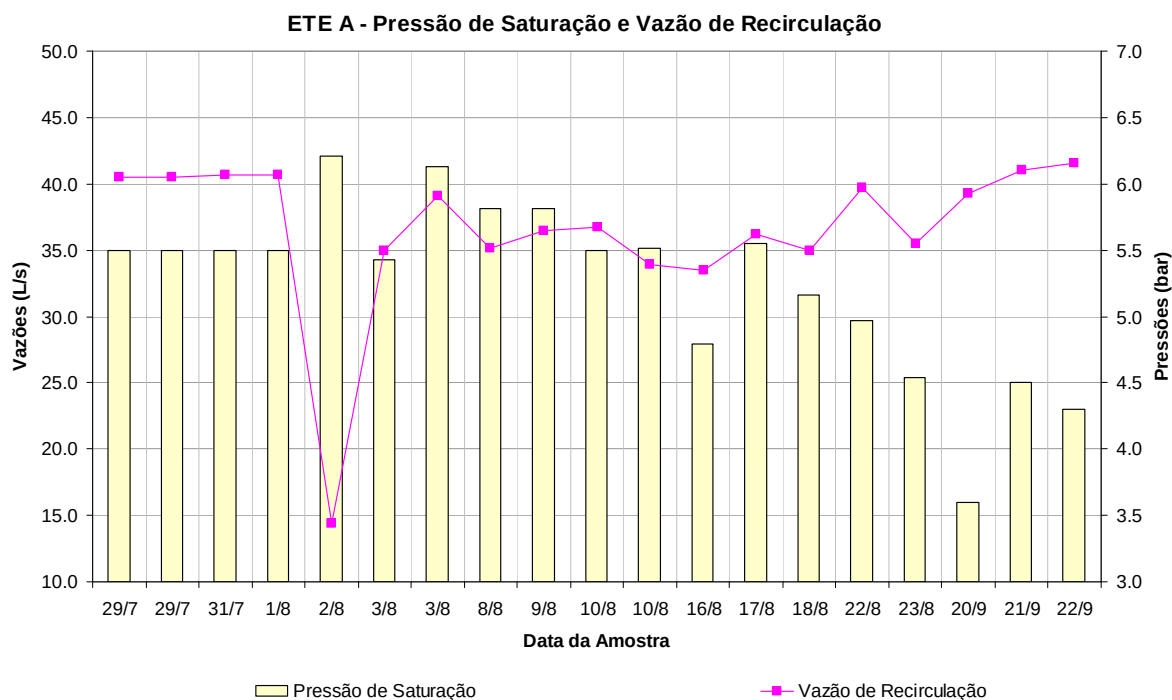


FIGURA 5.11 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – VAZÕES DE RECIRCULAÇÃO E PRESSÕES DE SATURAÇÃO DE AR
FONTES: AUTORA (2010).

As vazões de recirculação variaram na faixa de 14,4 a 41,6 L/s, sendo na média igual a $36,6 \pm 6,0$ L/s. Já a taxa de recirculação em relação à vazão de entrada na FAD, foi na média igual a $31,2 \pm 9,1\%$, variando entre o máximo de 48,9% e o mínimo de 16,2%.

As pressões de saturação registradas no período variaram entre 3,6 e 6,2 bar, estabelecendo um valor médio de $5,3 \pm 0,7$ bar.

A Figura 5.12 apresenta as dosagens de cloro gasoso aplicadas nas canaletas de saída dos reatores de acordo com a data da amostragem.

O objetivo da aplicação do produto neste ponto do processo é de reduzir a emissão de gases odoríferos, principalmente do gás sulfídrico.

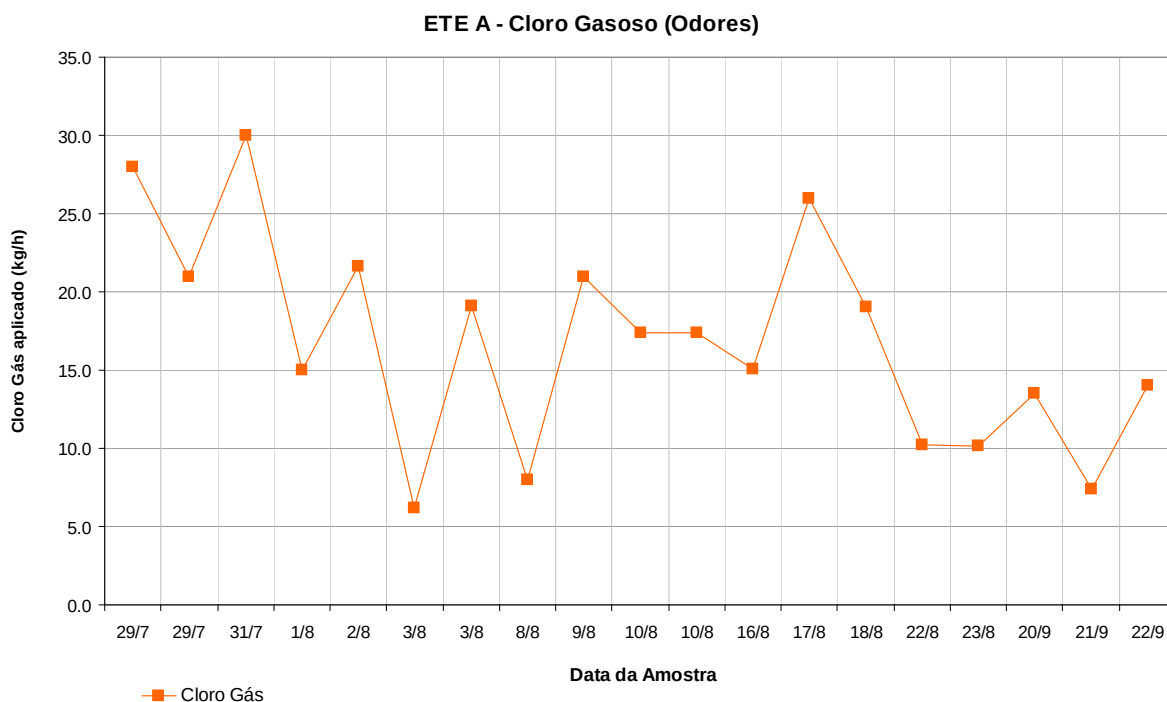


FIGURA 5.12 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORO GASOSO PARA CONTROLE DE ODORES
FONTE: AUTORA (2010).

A média das dosagens do cloro gasoso aplicadas no efluente foi de $17,6 \pm 6,8$ kg/h, variando entre os valores máximo e mínimo de 30,0 e 6,2 kg/h, respectivamente. Em 75% das medições a dosagem ficou acima de 11,9 kg/h.

5.2.3 Avaliação das relações entre os parâmetros

Neste item será apresentada a avaliação das relações entre os parâmetros obtidos ao longo do trabalho na ETE A.

Serão plotados em gráficos os dados relativos às eficiências de remoção de DQO, DBO Total, DBO Solúvel, Fósforo, Sulfetos e Turbidez correlacionando os mesmos aos parâmetros de dosagem de coagulante, pH, temperatura, alcalinidade, sólidos sedimentáveis, vazões afluentes à FAD, vazões recirculação, pressões de saturação e dosagem aplicada de cloro para controle de odores.

5.2.3.1 Constituinte DQO

A Tabela 5.11 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de DQO na FAD da ETE A.

São apresentados os resultados dos constituintes DQO, Sulfetos, Turbidez, pH e sólidos sedimentáveis do afluente à FAD bem como os valores obtidos para a DQO do efluente.

A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de DQO alcançada na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de DQO superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 a tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

TABELA 5.11 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO

Nº	Cloro Gás (kg/h)	Cloreto Férrico (mg/L solução)	AFLUENTE À FAD					EFLUENTE À FAD	EFIC. DQO (%)
			DQO (mg/L)	SULF. (mg/L)	TURB. (UNT)	pH	Sol. Sed. (mL/L)	DQO (mg/L)	
1	6,2	122,58	175,1	4,04	53,8	6,92	0,4	31,8	81,84%
2	19,0	191,58	355,0	4,90	63,6	7,31	1,2	108,0	69,58%
3	17,4	160,45	171,7	3,70	88,6	7,35	0,6	52,6	69,37%
4	10,2	185,99	281,4	10,50	109,0	7,02	1,5	90,0	68,02%
5	19,1	138,51	112,0	2,63	47,3	7,35	0,2	36,0	67,86%
6	28,0	145,25	234,4	4,20	99,2	6,68	0,6	77,6	66,89%
7	21,0	178,76	256,8	4,80	141,0	7,25	1,1	93,3	63,67%
8	21,7	166,04	108,8	4,20	96,1	6,79	0,2	44,4	59,19%
9	21,0	170,88	179,7	5,30	81,4	6,89	1,0	74,0	58,82%
10	10,2	192,13	229,5	7,80	129,0	7,17	0,5	100,7	56,12%
11	17,4	191,82	189,0	3,90	115,0	7,04	0,2	86,0	54,50%
12	14,0	219,61	276,0	1,90	25,2	7,55	1,1	135,0	51,09%
13	30,0	158,27	184,0	4,06	77,7	6,74	0,7	90,0	51,09%
14	8,0	116,67	193,5	4,30	82,0	7,02	0,4	100,9	47,86%
15	13,5	214,68	362,0	2,00	93,9	7,12	0,9	200,7	44,56%
16	15,0	168,42	165,0	5,06	73,6	6,84	1,1	104,0	36,97%
17	7,4	241,47	263,0	2,80	116,0	7,00	0,5	179,0	31,94%
MED	16,4	174,30	219,8	4,48	87,8	7,06	0,7	94,4	57,61%
MAX	30,0	241,47	362,0	10,50	141,0	7,55	1,5	200,7	81,84%
MIN	6,2	116,67	108,8	1,90	25,2	6,68	0,2	31,8	31,94%
DESV. PADRÃO	6,9	33,50	72,8	2,08	30,0	0,24	0,4	45,3	12,88%

FONTE: Autora (2010)

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de DQO foi de $58 \pm 13\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $174,30 \pm 33,50$ mg/L de solução comercial ou $69,72 \pm 13,40$ mg/L de sal ativo.

Aisse (2001) afirma que o grau de clarificação do efluente final depende da quantidade utilizada de coagulante, podendo ser alcançadas remoções de 30 a 60% de DQO através da precipitação química seguida pela remoção dos flocos.

Observa-se que todos os resultados de DQO efluente atenderam ao limite máximo de lançamento de 225 mg/L exigido na licença de operação, sendo que em 53% dos resultados o afluente a FAD já se encontrava com DQO inferior a 225 mg/L.

A Figura 5.13 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de dosagem de cloreto férrico aplicados e no eixo Y as eficiências de remoção de DQO, DBO Total e DBO Solúvel na FAD da ETE A. Neste momento será comentado sobre os valores de DQO, e oportunamente adiante os outros constituintes serão debatidos, reportando-se a esta figura.

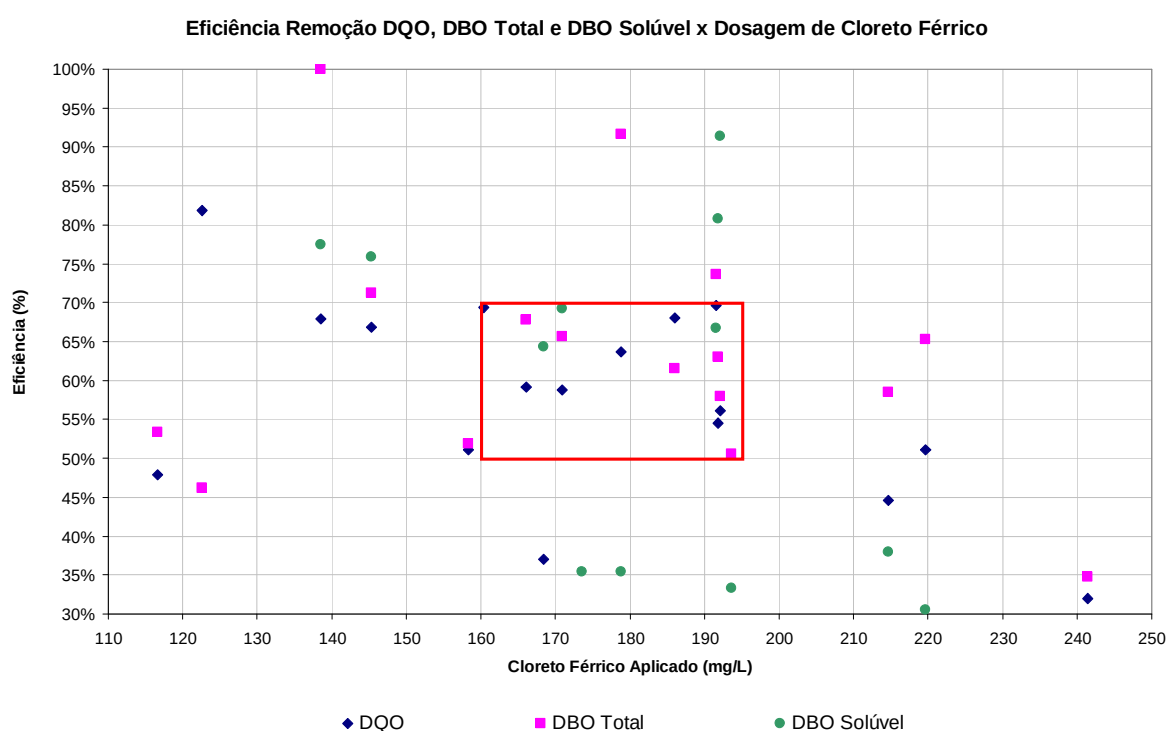


FIGURA 5.13 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – DOSAGENS DE CLORETO FÉRRICO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL
FONTE: AUTORA (2010).

Na Figura 5.13 pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção da DQO com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observa-se que existe uma concentração pouco acentuada de valores de eficiência na faixa entre 50 e 70% de remoção, sendo que os resultados agruparam-se entre as dosagens de cloreto de 160 a 195 mg/L de solução comercial ou 64 a 78 mg/L de sal ativo.

A análise criteriosa dos resultados de eficiência de remoção de DQO na ETE A apontou para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores. Dentre todos os resultados foram nove os que tiveram a eficiência de remoção de DQO acima da média de 57,61%. Destes nove resultados, sete encontram-se coincidentes com as maiores dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD, os quais variaram de 17,4 a 28,0 kg de cloro gás por hora.

A Figura 5.14 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DQO na FAD e no eixo Y as dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de maus odores na estação.

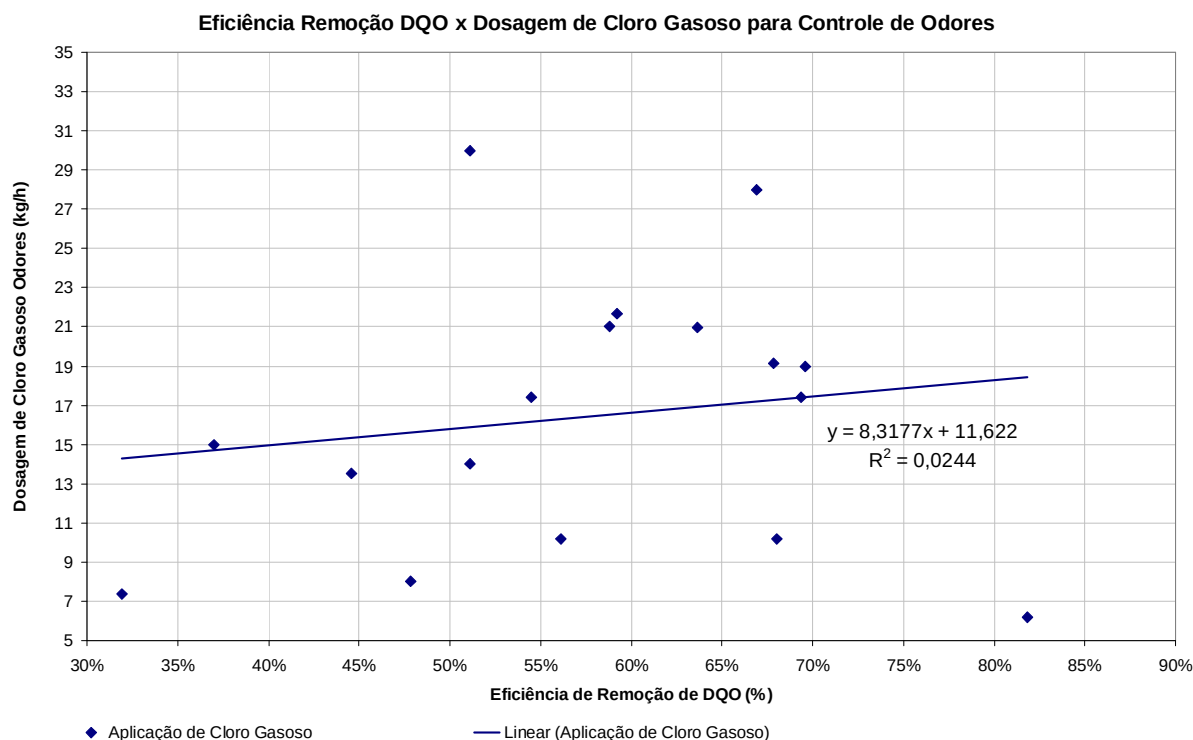


FIGURA 5.14 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.14 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DQO na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com as dosagens do cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de odores.

Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das maiores dosagens aplicadas de cloro gasoso, correlação confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.14. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0244$, que indica que o modelo de regressão linear explica 2,44% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Portanto pode-se concluir que o cloro gasoso reage e oxida os sulfetos do meio líquido antes de sua chegada à câmara de mistura rápida. Dessa forma, o cloreto férrico não é parcialmente utilizado para as reações com os sulfetos, sendo melhor aproveitado nas reações de coagulação, melhorando a eficiência do processo.

Outros fatores também foram evidenciados como interferentes na eficiência de remoção de DQO. Novamente analisando os nove resultados que tiveram a eficiência de remoção de DQO acima da média de 58%, em seis deles houve coincidência com as menores dosagens de cloreto férrico aplicados, ou seja, foram abaixo de 170 mg/L e em seis houve coincidência com as menores taxas de vazão de recirculação observadas no período do trabalho, abaixo de 29%.

Conforme Di Bernardo *et al.* (2005) as vazões de recirculação devem representar de 10 a 20% da vazão afluente à FAD, o que pode ser comprovado na Figura 5.15 onde se percebe que os melhores resultados em termos de eficiência de remoção de DQO ocorreram com as menores taxas observadas no período, abaixo de 30%, ou seja, a operação com taxas de recirculação superiores à essa no caso da ETE A não melhora o processo.

A Figura 5.15 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DQO na FAD, no eixo Y à esquerda a escala correspondente aos valores das taxas de recirculação da água saturada na FAD da ETE A.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de DQO, portanto não representam nenhuma correlação específica.

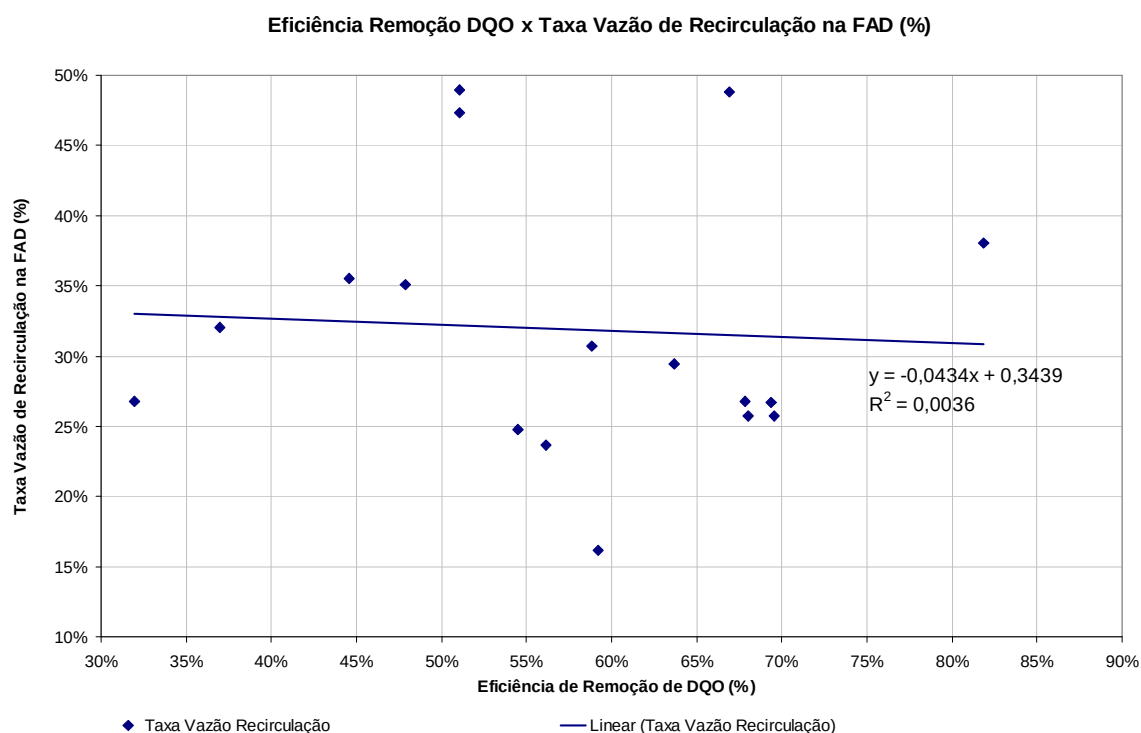


FIGURA 5.15 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DA ÁGUA SATURADA
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.15 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DQO na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das taxas de recirculação da água saturada na FAD.

Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das menores taxas de recirculação da água saturada, correlação confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.15. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0036$, que indica que o modelo de regressão linear explica 3,6% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

5.2.3.2 Constituinte DBO Total

A Tabela 5.12 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de DBO Total na FAD.

São apresentados os dados gerais da ETE A como temperatura ambiente, vazão total afluyente e dosagens aplicadas de cloro gasoso para controle de maus odores, parâmetros da FAD como taxa da vazão de recirculação da água saturada, pressão de saturação e dosagens aplicadas de cloreto férrico, e os resultados dos constituintes DBO Total, Turbidez, pH, alcalinidade e sólidos sedimentáveis do afluyente à FAD bem como os valores obtidos para a DBO Total do efluente. A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de DBO Total alcançada na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de DBO Total superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 a tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de DBO Total foi de $61 \pm 13\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $179,29 \pm 34,28$ mg/L de solução comercial ou $71,72 \pm 13,71$ mg/L de sal ativo.

De acordo com Aisse *et al.* (2001a), o grau de clarificação através da precipitação química seguida pela remoção dos flocos do efluente final depende da quantidade utilizada de coagulante, podendo ser alcançados remoções de 40 a 70% para a DBO Total.

Observa-se que todos os resultados de DBO Total efluente atenderam ao limite máximo de lançamento de 90 mg/L exigido na licença de operação, sendo que em 67% dos resultados o afluyente a FAD já se encontrava com DBO Total inferior a 90 mg/L.

Conforme apresentado anteriormente na Figura 5.13 no gráfico de dispersão das Dosagens de Cloreto Férrico e Eficiência de Remoção de DBO Total pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção da DBO Total com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observa-se que existe uma concentração pouco acentuada de valores de eficiência na faixa entre 50 e 75% de remoção, sendo que os resultados agruparam-se entre as dosagens de cloreto de 155 a 195 mg/L de solução comercial ou 62 a 78 mg/L de sal ativo.

A análise criteriosa dos resultados de eficiência de remoção de DBO Total na ETE A apontou para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores. Dentre todos os resultados foram oito os que tiveram a eficiência de remoção de DBO Total acima da média de 60,85%. Destes oito resultados, cinco encontram-se coincidentes com as maiores dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD, os quais variaram de 19,0 a 30,0 kg de cloro gás por hora.

TABELA 5.12 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL

Nº	Temp. (°C)	Taxa da Vazão de Recirc (%)	Pressão Satur. (bar)	Cloro Gás (kg/h)	Cloro Férrico (mg/L solução)	AFLUENTE À FAD					EFLUENTE À FAD	EFIC.
						DBO Total (mg/L)	TURB. (UNT)	pH	Alcal. (mg/L)	Sol. Sedim. (mL/L)	DBO Total (mg/L)	DBO Total (%)
1	16,1	48,8%	5,5	28,0	145,25	80	99,2	6,68	214,0	0,6	23	71%
2	16,9	30,7%	5,5	21,0	170,88	64	81,4	6,89	222,0	1,0	22	66%
3	15,4	47,3%	5,5	30,0	158,27	27	77,7	6,74	216,0	0,7	13	52%
4	17,4	16,2%	6,2	21,7	166,04	31	96,1	6,79	214,0	0,2	10	68%
5	11,9	38,0%	5,4	6,2	122,58	13	53,8	6,92	216,0	0,4	7	46%
6	14,7	35,1%	5,8	8,0	116,67	60	82,0	7,02	260,8	0,4	28	53%
7	13,1	29,4%	5,8	21,0	178,76	36	141,0	7,25	243,8	1,1	3	92%
8	13,1	24,8%	5,5	17,4	191,82	54	115,0	7,04	198,0	0,2	20	63%
9	14,6	25,5%	5,6	26,0	193,62	89	66,3	7,20	206,8	0,6	44	51%
10	14,8	25,7%	5,2	19,0	191,58	106	63,6	7,31	200,0	1,2	28	74%
11	15,1	23,6%	5,0	10,2	192,13	100	129,0	7,17	220,2	0,5	42	58%
12	15,1	25,7%	4,5	10,2	185,99	125	109,0	7,02	226,2	1,5	48	62%
13	22,5	35,5%	3,6	13,5	214,68	65	93,9	7,12	241,0	0,9	27	58%
14	22,5	26,8%	4,5	7,4	241,47	95	116,0	7,00	187,5	0,5	62	35%
15	22,3	48,9%	4,3	14,0	219,61	95	25,2	7,55	95,0	1,1	33	65%
MED	16,4	32,1%	5,2	16,9	179,29	69	89,9	7,05	210,8	0,7	27	61%
MAX	22,5	48,9%	6,2	30,0	241,47	125	141,0	7,55	260,8	1,5	62	92%
MIN	11,9	16,2%	3,6	6,2	116,67	13	25,2	6,68	95,0	0,2	3	35%
DESV. PADR.	3,4	10,0%	0,7	7,7	34,28	33	30,4	0,23	37,1	0,4	16	13%

FONTE: Autora (2010)

A Figura 5.16 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Total na FAD e no eixo Y as dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de maus odores na estação.

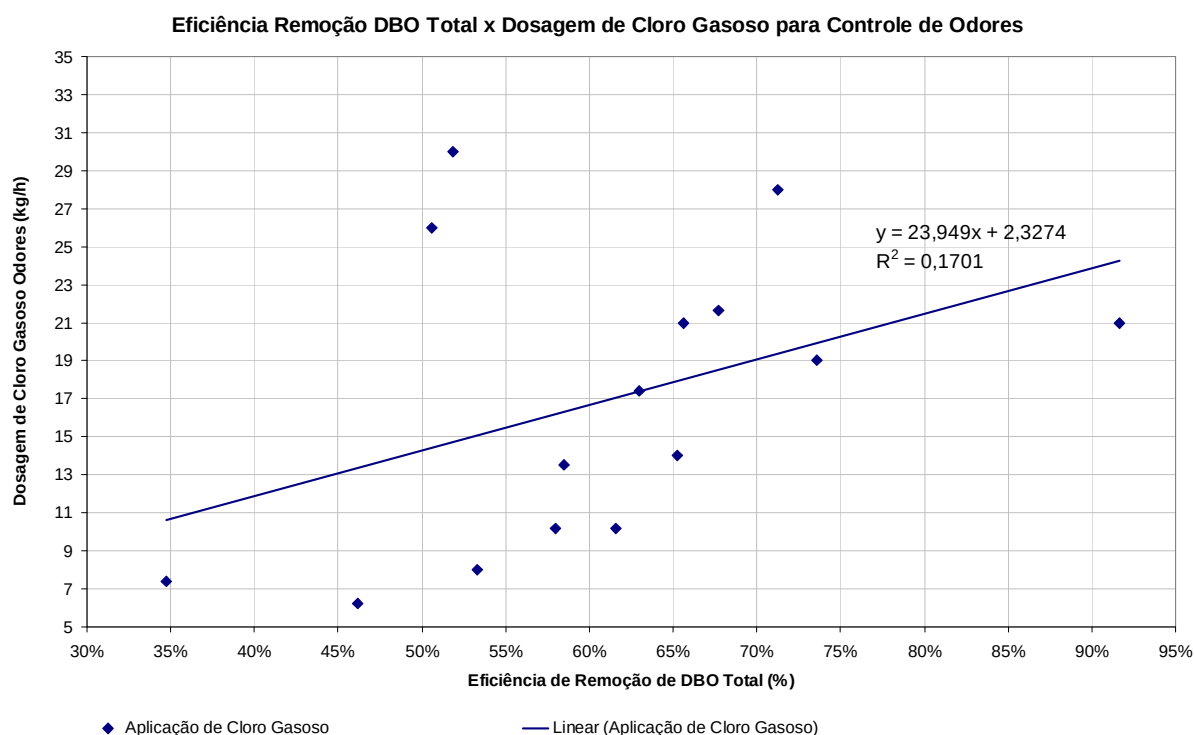


FIGURA 5.16 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.16 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com as dosagens do cloro gasoso para controle de odores. As maiores eficiências coincidem com os valores das maiores dosagens aplicadas de cloro gasoso, da mesma maneira como ocorreu com os valores da DQO, correlação confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.16.

A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,1701$, que indica que o modelo de regressão linear explica 17,01% da variação total, sendo este um valor de correlação que pode ser considerado como significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Portanto, pode-se concluir avaliar que o cloro gasoso reage e oxida os sulfetos do meio líquido antes de sua chegada à câmara de mistura rápida. Dessa forma, o cloreto férrico não é parcialmente utilizado para as reações com os sulfetos, sendo melhor aproveitado nas reações de coagulação melhorando a eficiência do processo.

Outros fatores também foram evidenciados como interferentes na eficiência de remoção de DBO Total. Novamente analisando os oito resultados que tiveram a eficiência de remoção de DBO Total acima da média de 61%, em seis deles houve coincidência com as maiores temperaturas ambientes registradas, entre 15,4 e 22,5°C, seis coincidiram com as menores dosagens de cloreto férrico aplicados, ou seja, foram abaixo de 186 mg/L de solução comercial ou 74,4 mg/L de sal ativo, em todas houve coincidência com as menores taxas de vazão de recirculação observadas no período do trabalho, abaixo de 30,6%, em seis ocorreram com as maiores pressões de saturação, acima de 5,5 bar, em seis coincidiram com os maiores valores de turbidez, na faixa de 96,0 a 141,0 UNT, em relação à alcalinidade seis resultados coincidiram com os menores valores, menores que 214,0 mg/L e em relação aos sólidos sedimentáveis houve coincidência com os seis maiores valores de concentração de sólidos sedimentáveis, na faixa de 1,0 a 1,5 mL/L.

A Figura 5.17 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Total na FAD, no eixo Y à esquerda a escala correspondente aos valores das taxas de recirculação da água saturada na FAD da ETE A.

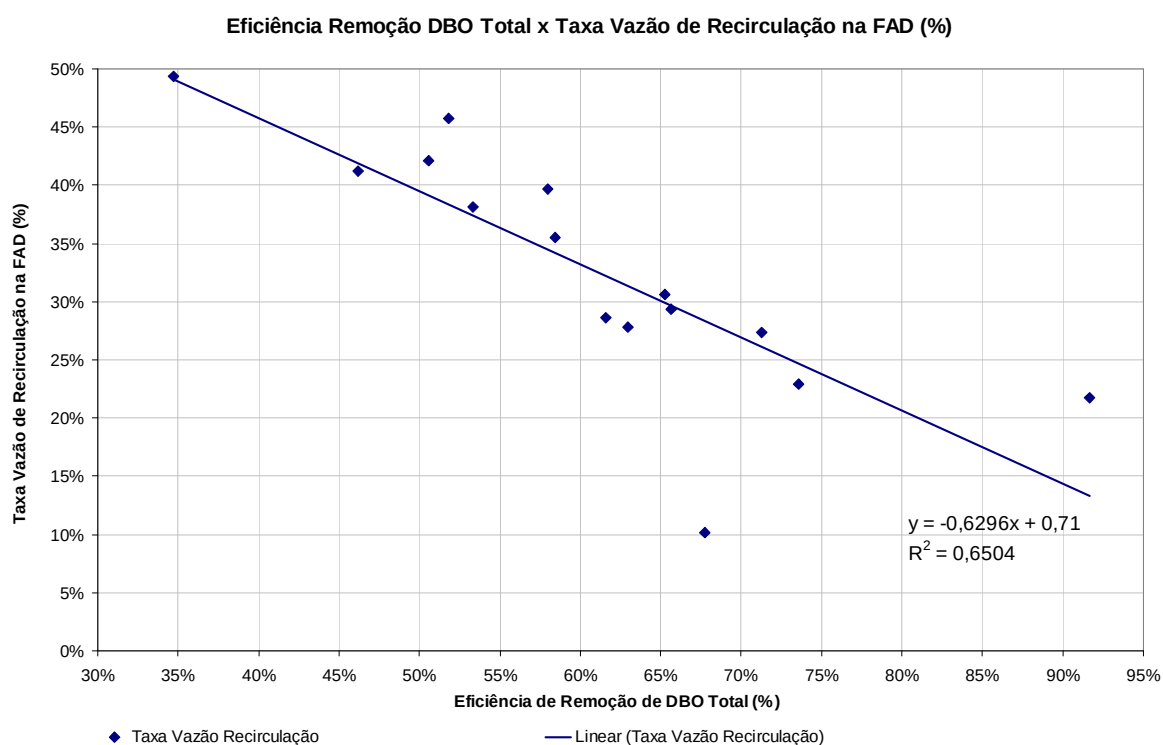


FIGURA 5.17 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DA ÁGUA SATURADA
Fonte: AUTORA (2010).

A Figura 5.17 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das taxas de recirculação da água saturada na FAD. Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das menores taxas de recirculação da água saturada, correlação confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.17.

A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,6504$, que indica que o modelo de regressão linear explica 65,04% da variação total, sendo este um valor de correlação bastante significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho..

Conforme Di Bernardo *et al.* (2005) as vazões de recirculação devem representar de 10 a 20% da vazão afluente à FAD. Através da Figura 5.17 se confirma que os melhores resultados em termos de eficiência de remoção de DBO Total ocorreram com as menores vazões de recirculação observadas no período, da mesma maneira ao ocorrido para as eficiências de remoção de DQO.

A Figura 5.18 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Total na FAD, no eixo Y à esquerda a escala das temperaturas ambientes no período do trabalho e no eixo Y à direita a escala correspondente aos valores das pressões de saturação na FAD da ETE A.

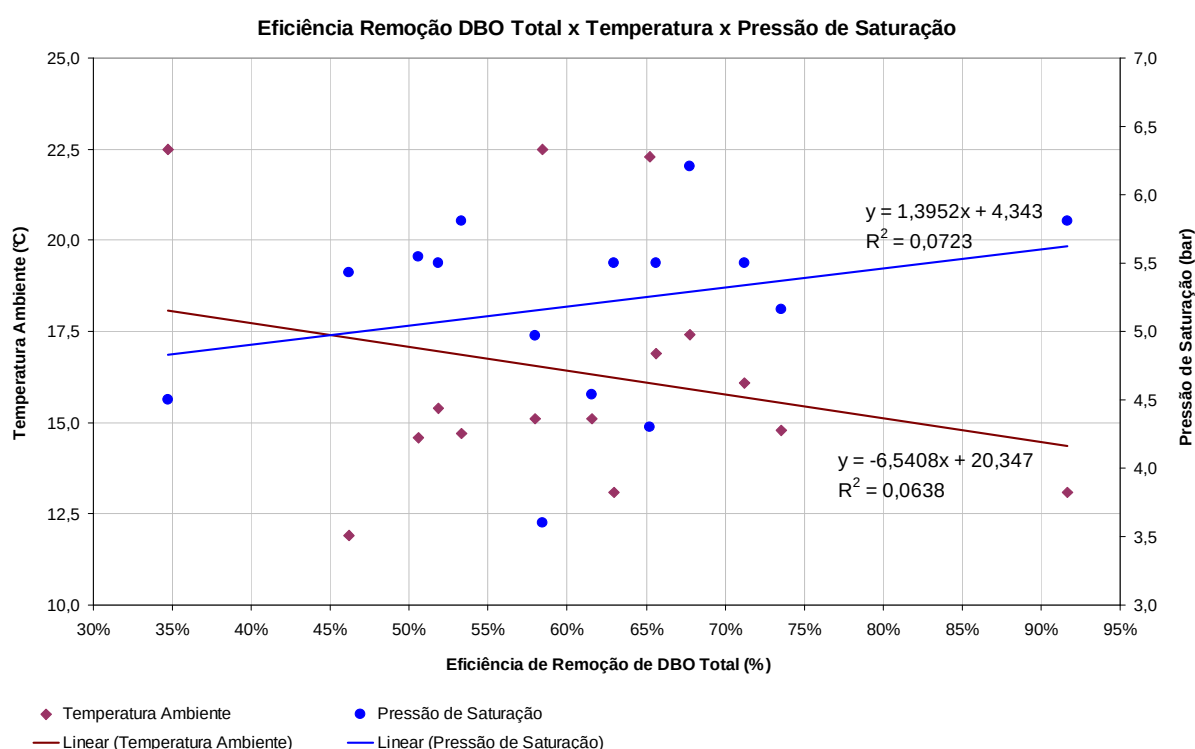


FIGURA 5.18 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, TEMPERATURA AMBIENTE E PRESSÕES DE SATURAÇÃO
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.18 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com o valor registrado para a temperatura ambiente do dia em que foi realizada a amostragem e com os valores das pressões de saturação na FAD. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os maiores valores das temperaturas e das pressões de saturação.

A correlação da temperatura ambiente com a eficiência de remoção de DBO Total não foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.18. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0638$, que indica que o modelo de regressão linear explica 6,38% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Entretanto, as maiores temperaturas podem influenciar o encontro das bolhas de ar com os flocos devido à maior agitação das moléculas dentro do líquido, o que pode favorecer o processo de FAD e, conseqüentemente, a sua eficiência.

Já a correlação das pressões de saturação com as eficiências de remoção de DBO Total foi confirmada através da respectiva linha de tendência linear indicada na Figura 5.18. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0723$, que indica que o modelo de regressão linear explica 7,23% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Di Bernardo *et al.* (2005) indica que as pressões de saturação devem ser mantidas entre 5 e 6 bar. Os resultados obtidos a partir da observação da Figura 5.18 demonstram que os melhores resultados em termos de eficiência de remoção de DBO Total ocorreram com as pressões de saturação acima de 5,5 bar.

Esse fato se deve a constatação de que o volume de ar fornecido na flotação é fundamental para sua eficiência, por isso as maiores pressões de saturação de ar resultam em melhores desempenhos da FAD (Penetra *et al.*, 1999 e Di Bernardo *et al.*, 2005), embora haja maior consumo de energia.

A Figura 5.19 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Total na FAD, no eixo Y à esquerda a escala dos valores de turbidez afluentes à FAD e no eixo Y à direita a escala correspondente aos valores da alcalinidade afluenta à FAD.

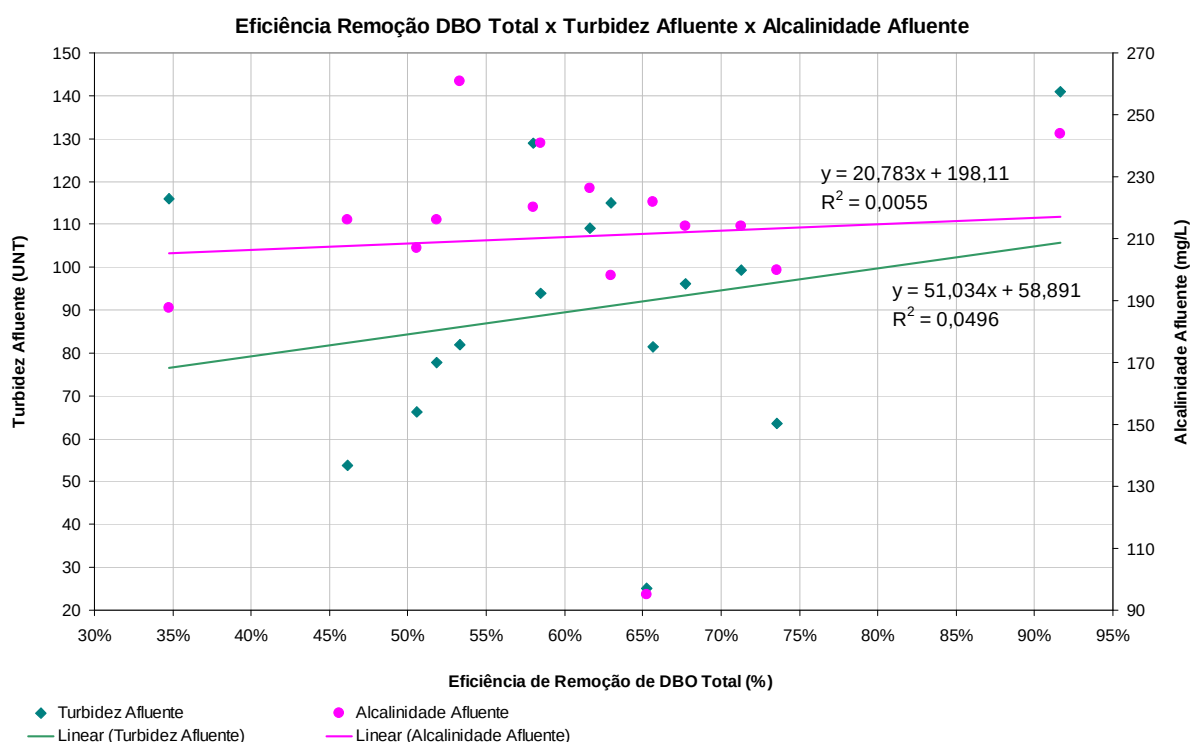


FIGURA 5.19 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, TURBIDEZ E ALCALINIDADE AFLUENTES À FAD
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.19 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores de turbidez e alcalinidade do afluente a FAD. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os maiores valores da turbidez e com os menores valores de alcalinidade.

A correlação dos valores de turbidez afluentes com as eficiências de remoção de DBO Total foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.19. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0496$, que indica que o modelo de regressão linear explica 4,96% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Entretanto a correlação da melhoria da eficiência com os maiores valores de turbidez afluentes comprova que o processo FAD tem elevada capacidade de remoção deste constituinte.

Devido ao fato da turbidez estar relacionada aos sólidos em suspensão presentes no meio líquido, leva a conclusão de que favorece a etapa de formação de flocos e, conseqüentemente, sua remoção, caso a fase de coagulação seja eficiente.

Para a correlação dos valores de alcalinidade afluentes com as eficiências de remoção de DBO Total também houve confirmação através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.19. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0055$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,55% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

De maneira geral, os valores de alcalinidade estão relacionados aos mecanismos da coagulação, podendo interferir na qualidade desta importante etapa do processo. Segundo Pinto Filho *et al.* (2000), maiores valores de alcalinidade implicam em maiores dosagens de coagulantes para obtenção da mesma qualidade no efluente.

Não foram observadas as mesmas relações para outros parâmetros, tornando essas correlações pontuais e não influentes de modo geral.

A Figura 5.20 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Total na FAD, no eixo Y à esquerda a escala das dosagens aplicadas de cloreto férrico e no eixo Y à direita a escala correspondente aos valores das concentrações de sólidos sedimentáveis afluentes à FAD.

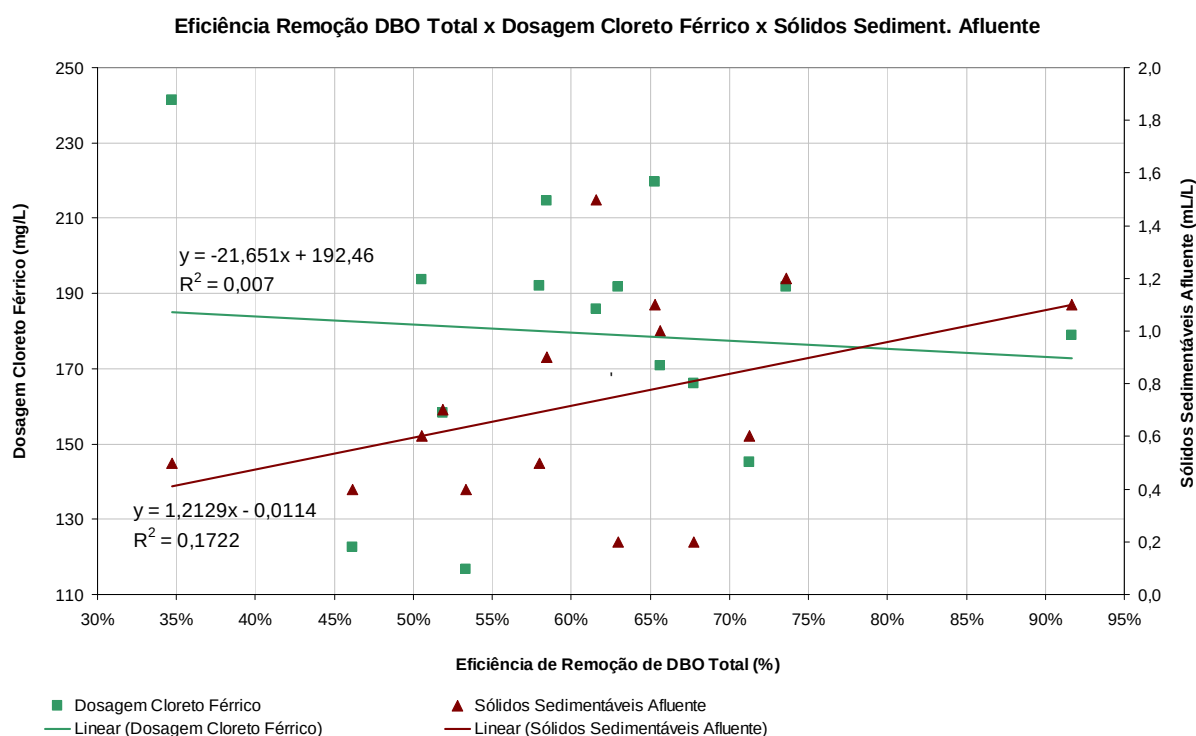


FIGURA 5.20 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO TOTAL, DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO E CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS
Fonte: AUTORA (2010).

A Figura 5.20 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Total na FAD, correlacionados às dosagens de cloreto férrico aplicadas na FAD e às concentrações de sólidos sedimentáveis. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os menores valores de dosagens de cloreto férrico e com os maiores valores de concentração de sólidos sedimentáveis no afluente à FAD.

A correlação dos valores de dosagem de cloreto férrico com as eficiências de remoção de DBO Total foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.20. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,007$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,07% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Pode-se concluir no estudo da ETE A que para remoção de DBO Total não há necessidade de aplicação maciça de coagulante. Existe a dosagem ótima de coagulante, a partir da qual não há aumento significativo da eficiência, sendo que esta dosagem deverá ser determinada em testes de bancada.

A correlação dos valores de concentração de sólidos sedimentáveis com as eficiências de remoção de DBO Total também foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.20. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,1722$, que indica que o modelo de regressão linear explica 17,22% da variação total, sendo este um valor de correlação que pode ser considerado como significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Ao relacionar a maior quantidade de sólidos sedimentáveis com aumento na eficiência de remoção de DBO Total na FAD, pode-se concluir que haja favorecimento para a etapa de formação de flocos e, conseqüentemente, sua remoção, caso a fase de coagulação seja eficiente. Entretanto, a presença de sólidos sedimentáveis no afluente da FAD irá resultar em consumo mais elevado do coagulante cloreto férrico para obtenção da mesma qualidade no efluente tratado.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de DBO Total, portanto não representam nenhuma correlação específica.

5.2.3.3 Constituinte DBO Solúvel

A Tabela 5.13 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de DBO Solúvel na FAD. São apresentados os dados que demonstraram correlações direcionadas, as quais serão citadas e discutidas nos próximos parágrafos, sendo estes as vazões afluentes ao flotador, as dosagens aplicadas de cloro gasoso para controle de maus odores, parâmetros da FAD como dosagens aplicadas de cloreto férrico, e os resultados dos constituintes DBO Total, DBO Solúvel e sulfetos afluentes à FAD bem como os valores obtidos para a DBO Solúvel do efluente. A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de DBO Solúvel alcançada na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de DBO Solúvel superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 uma tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

TABELA 5.13 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL

Nº	Vazão Afl. FAD (L/s)	Cloro Gás (kg/h)	Cloreto Férrico (mg/L solução)	AFLUENTE À FAD			EFLUENTE À FAD	EFIC.
				DBO Total (mg/L)	DBO Solúvel (mg/L)	Sulfetos (mg/L)	DBO Solúvel (mg/L)	
1	168	10,2	192,13	100	58	7,80	5	91%
2	148	17,4	191,82	54	26	3,90	5	81%
3	146	19,1	138,51	70	31	2,63	7	77%
4	83	28,0	145,25	80	54	4,20	13	76%
5	132	21,0	170,88	64	65	5,30	20	69%
6	136	19,0	191,58	106	33	4,90	11	67%
7	127	15,0	168,42	30	14	5,06	5	64%
8	111	13,5	214,68	65	58	2,00	36	38%
9	124	21,0	178,76	36	31	4,80	20	35%
10	132	15,1	173,56	-	31	4,90	20	35%
11	142	26,0	193,62	89	33	5,50	22	33%
12	85	14,0	219,61	95	36	1,90	25	31%
13	92	6,2	122,58	13	9	4,04	7	22%
14	86	30,0	158,27	27	14	4,06	14	0%
15	89	21,7	166,04	31	9	4,20	9	0%
16	100	8,0	116,67	60	20	4,30	20	0%
17	127	17,4	160,45	-	9	3,70	9	0%
18	153	7,4	241,47	95	36	2,80	36	0%
MED	122	16,8	175,28	60	34	4,55	19	38%
MAX	153	30,0	241,47	125	69	10,50	69	81%
MIN	83	6,2	116,67	0	9	1,90	5	0%
DESV. PADR.	24	6,9	32,55	37	19	1,86	16	31%

FONTE: Autora (2010)

A matéria orgânica é composta pela parcela dissolvida (DBO Solúvel ou Filtrada) e pela parcela em suspensão (DBO Suspensa ou particulada).

O monitoramento dos valores da parcela solúvel da DBO tem objetivo de determinar a limitação da eficiência de tratamento tipo FAD, caso haja, devido ao fato de que a principal parcela removida da DBO Total em um tratamento do tipo físico é relativa à parcela particulada e não à solúvel.

A matéria orgânica dissolvida não sedimenta, porém no processo FAD com adição de produtos químicos auxiliares para a coagulação e floculação espera-se que haja remoção, ainda que parcial.

Esta informação é importante para subsidiar os estudos de alternativas de processos de tratamento de esgotos domésticos, principalmente onde seja necessário obter efluentes com alta qualidade, como no caso de lançamento de efluentes em ambientes lânticos ou em corpos d'água de pequeno porte, com baixa vazão disponível para diluição, onde o processo FAD poderia não atender as exigências.

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de DBO Solúvel foi de $38 \pm 31\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $175,28 \pm 32,55$ mg/L de solução comercial ou $70,11 \pm 13,02$ mg/L de sal ativo.

Observa-se que dentre os dezoito resultados de eficiência de remoção de DBO Solúvel, cinco deles, ou seja, 27,7% resultaram em valor zero, não ocorrendo nenhuma remoção deste constituinte.

Conforme apresentado anteriormente na Figura 5.13, no gráfico de dispersão das Dosagens de Cloreto Férrico e Eficiência de Remoção de DBO Solúvel pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção da DBO Solúvel com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observa-se que não existe uma concentração de valores em faixas que possam ser relacionadas entre si, porém dos cinco resultados de eficiência zero quatro deles estão entre os menores valores de dosagem de cloreto, no caso menores que 166,0 mg/L de solução comercial ou 66,40 mg/L de sal ativo.

As amostras do efluente apresentaram valor de DBO Solúvel remanescente médio de $18,6 \pm 15,6$ mg/L. Esses resultados comprovam que mesmo que toda a carga advinda da parcela de DBO particulada fosse removida na FAD, o alcance de eficiência para carga orgânica do efluente estaria limitado aos valores de carga remanescente oriunda da DBO Solúvel, ressaltando que para as mesmas condições de operação da FAD em termos de pressões de saturação de ar, vazões de água recirculada e dosagem de produto químico aplicado.

A análise criteriosa dos resultados de eficiência de remoção de DBO Solúvel na ETE A também aponta para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores. Dentre todos os resultados foram sete os que tiveram a eficiência de remoção de DBO Solúvel acima da média de 37,93%.

Destes sete resultados, cinco encontram-se coincidentes com as maiores dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD, os quais variaram de 17,0 a 30,0 kg de cloro gás por hora.

A Figura 5.21 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Solúvel na FAD e no eixo Y as dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de maus odores na estação.

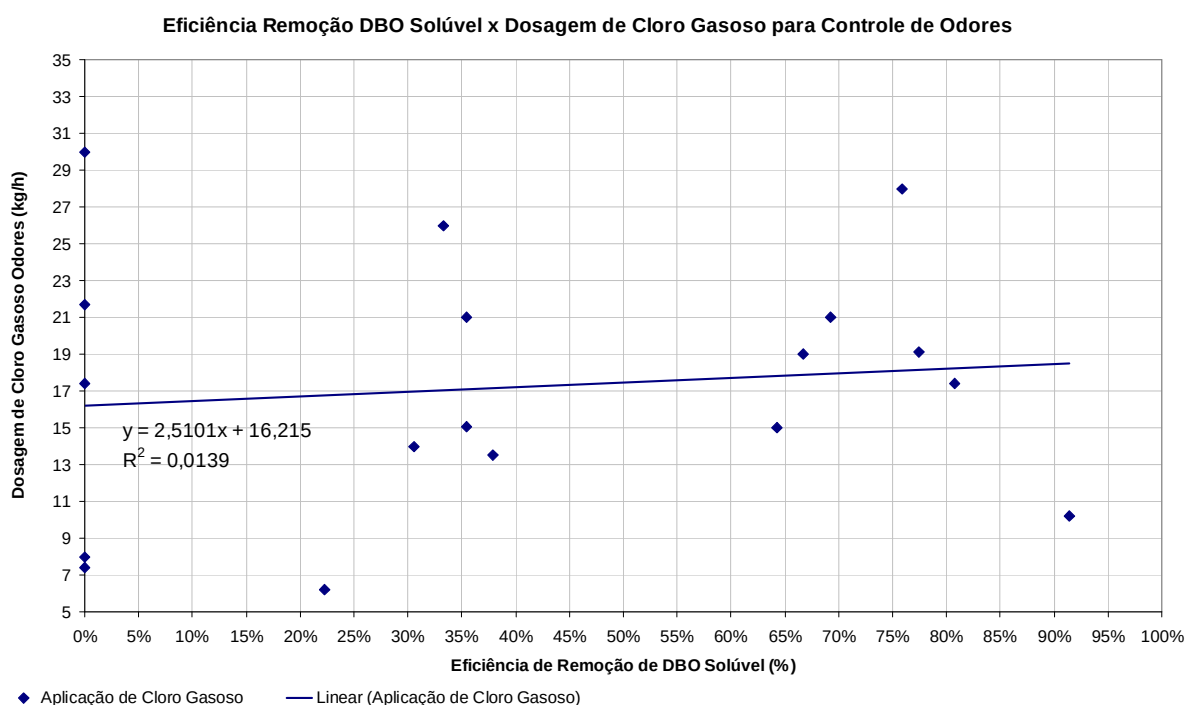


FIGURA 5.21 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.21 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Solúvel na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com as dosagens do cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de odores. As maiores eficiências coincidem com os valores das maiores dosagens aplicadas de cloro gasoso, da mesma maneira como ocorreu com os valores da DQO e DBO Total, levando a conclusão anterior de que a melhoria da eficiência do processo se deve à possibilidade do cloreto férrico reagir para a coagulação do que para oxidação de sulfetos, etapa realizada pelo cloro gasoso.

Esta correlação foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.21. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0139$, que indica que o modelo de regressão linear explica 1,39% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Outros fatores também foram evidenciados como interferentes na eficiência de remoção de DBO Solúvel. Novamente analisando os sete resultados que tiveram a eficiência de remoção de DBO Solúvel acima da média de 38%, em seis houve coincidência com as menores vazões afluentes à FAD, abaixo de 124 L/s, em cinco coincidiram com os maiores valores de sulfetos, na faixa de 4,20 a 7,80 mg/L e em relação aos valores de DBO Total e Solúvel de entrada na FAD em cinco dos sete maiores valores eficiência de remoção de DBO Solúvel houve coincidência com os maiores valores afluentes à FAD para os dois constituintes.

A Figura 5.22 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Solúvel na FAD, no eixo Y à esquerda a escala das vazões afluentes à ETE e no eixo Y à direita a escala das vazões afluentes à FAD da ETE A.

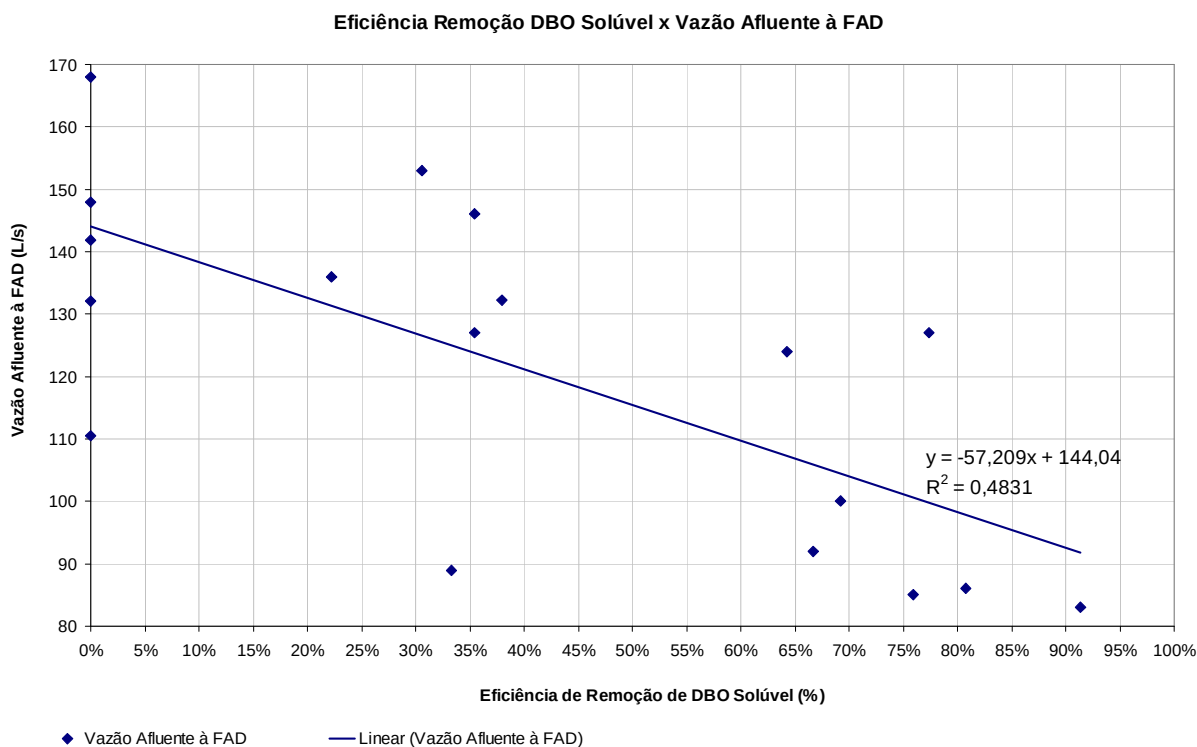


FIGURA 5.22 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A COM APLICAÇÃO DE CLORETO FÉRRICO – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL E VAZÃO AFLUENTE À FAD
FONTES: AUTORA (2010).

A Figura 5.22 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de DBO Solúvel na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das vazões afluentes à FAD. Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das menores vazões afluentes à FAD.

A correlação da vazão afluente à FAD com a eficiência de remoção de DBO Solúvel foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.22. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,4831$, que indica que o modelo de regressão linear explica 48,31% da variação total, sendo este um valor de correlação bastante significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

As menores vazões afluentes à FAD correspondem a valores de vazão abaixo da capacidade nominal da FAD. Os tempos de mistura nas câmaras de mistura rápida e de floculação, bem como a taxa de escoamento superficial no tanque de flotação dependem da vazão afluente a elas.

Para que a FAD opere de acordo com os parâmetros de dimensionamento de projeto, e, conseqüentemente, atinja valores de eficiência próximos dos esperados para este tipo de processo é necessário que haja controle das vazões afluentes, reduzindo ao máximo as suas oscilações.

A Figura 5.23 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de DBO Solúvel na FAD, no eixo Y à esquerda a escala dos valores de DBO Total e DBO Solúvel afluentes à FAD e no eixo Y à direita a escala correspondente aos valores de concentração de sulfetos.

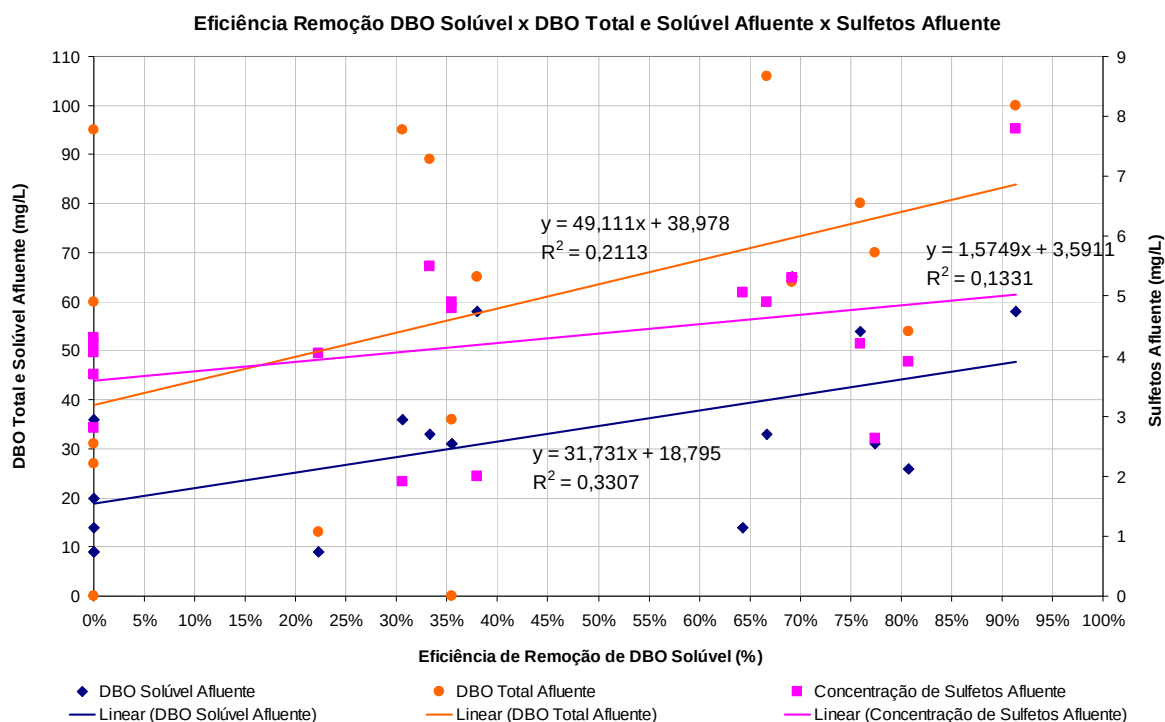


FIGURA 5.23 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL, VALORES DE DBO TOTAL E SOLÚVEL DO AFLUENTE E CONCENTRAÇÃO DE SULFETOS DO AFLUENTE
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.23 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de remoção de DBO Solúvel na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores registrados para a carga de DBO Total e Solúvel e com os valores das concentrações de sulfetos afluentes à FAD. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os maiores valores de carga afluente à FAD e maiores valores de concentrações de sulfetos no afluente.

A correlação da carga de DBO Solúvel afluente à FAD com a eficiência de remoção deste mesmo constituinte foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.23. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,3307$, que indica que o modelo de regressão linear explica 33,07% da variação total, sendo este um valor de correlação significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

O aumento da eficiência da FAD na remoção de DBO Solúvel de acordo com o aumento da carga afluente deste constituinte e das concentrações de

sulfetos, que fazem parte da parcela solúvel da DBO, revela que o processo FAD tem boa capacidade de remoção, embora limitada.

As correlações entre carga de DBO Total e concentração de sulfetos afluentes à FAD com a eficiência de remoção de DBO Solúvel foram também confirmadas através das linhas de tendência linear indicadas na Figura 5.23. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,2113$ e $0,1331$ respectivamente para DBO Total e sulfetos, que indica que os modelo de regressão linear explicam 21,13 e 13,31% da variação total, sendo estes valores de correlação significativos para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de DBO Solúvel, portanto não representam nenhuma correlação específica.

5.2.3.4 Constituinte Fósforo Total

A Tabela 5.14 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD. São apresentados os dados gerais da ETE como temperatura ambiente, vazão total afluente à FAD e as dosagens aplicadas de cloro gasoso para controle de maus odores, parâmetros da FAD como taxa de vazão de recirculação da água saturada, pressão de saturação e dosagens aplicadas de cloreto férrico, e os resultados dos constituintes DBO Solúvel, concentração de sulfetos, turbidez e sólidos sedimentáveis do afluente à FAD bem como os valores obtidos para o Fósforo Total do efluente. A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de Fósforo Total alcançada na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 uma tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

TABELA 5.14 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL

Nº	T (°C)	Vazão Afl. FAD (L/s)	Taxa da Vazão de Recirc. (%)	Pres são Satur. (bar)	Cloro Gás (kg/h)	Cloreto Férrico (mg/L solução)	AFLUENTE À FAD					EFL. À FAD	EFIC.
							Fós. Total (mg/L)	DBO Sol. (mg/L)	Sulf. (mg/L)	Turb. (UNT)	Sol. Sedim. (mL/L)	Fós. Total (mg/L)	
1	12,0	146	29,4	6,1	19,1	138,51	2,34	31	2,63	47,3	0,2	0,45	81
2	14,6	142	25,3	5,6	26,0	193,62	6,98	33	5,50	66,3	0,6	1,69	76
3	15,4	86	38,0	5,5	30,0	158,27	6,27	14	4,06	77,7	0,7	1,57	75
4	16,9	132	47,3	5,5	21,0	170,88	5,50	65	5,30	81,4	1,0	1,40	75
5	14,8	136	24,8	5,2	19,0	191,58	7,01	33	4,90	63,6	1,2	1,80	74
6	11,9	92	30,7	5,4	6,2	122,58	5,12	9	4,04	53,8	0,4	1,72	66
7	14,5	132	25,5	4,8	15,1	173,56	7,17	31	4,90	87,6	1,0	3,15	56
8	13,1	124	26,8	5,8	21,0	178,76	5,59	31	4,80	141,0	1,1	2,46	56
9	15,1	168	23,6	5,0	10,2	192,13	9,49	58	7,80	129,0	0,5	6,90	27
10	13,2	127	32,0	5,5	15,0	168,42	4,08	14	5,06	73,6	1,1	2,98	27
11	13,1	148	26,7	5,5	17,4	191,82	6,00	26	3,90	115,0	0,2	4,66	22
12	16,1	83	48,8	5,5	28,0	145,25	1,85	54	4,20	99,2	0,6	1,53	17
13	13,4	127	25,7	5,5	17,4	160,45	8,63	9	3,70	88,6	0,6	8,63	0
MED	14,2	126,4	31,1	5,5	18,9	168,14	5,85	31	4,68	86,5	0,7	3,00	50
MAX	16,9	168,0	48,8	6,1	30,0	193,62	9,49	65	7,80	141,0	1,2	8,63	81
MIN	11,9	83,0	23,6	4,8	6,2	122,58	1,85	9	2,63	47,3	0,2	0,45	0
DESV. PADR.	1,5	25,3	8,4	0,3	6,7	22,58	2,19	18	1,22	28,2	0,3	2,38	28

FONTE: Autora (2010)

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de Fósforo Total foi de $50 \pm 28\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $168,14 \pm 22,58$ mg/L de solução comercial ou $67,26 \pm 9,03$ mg/L de sal ativo. O valor remanescente médio de fósforo total foi de 3,0 mg/L, variando na faixa de 0,45 a 8,63 mg/L.

Penetra¹³ (1998) apud Aisse *et al.* (2001a) apresentaram resultados de estudos de remoção de fosfato de efluentes de reatores anaeróbios através da coagulação química com cloreto férrico e posterior remoção dos flocos por sistema FAD.

Utilizando variações de dosagem de 10,3 a 37,9 mg/L de sal ativo de cloreto férrico, obtiveram frações remanescentes de fosfato total desde 0,30 mg/L até

¹³ PENETRA, R.G. Pós-Tratamento Físico Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. 140 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

praticamente anular o remanescente. Porém os autores afirmam que ao adotar dosagens de cloreto férrico superiores a 65 mg/L de sal ativo ocorreram somente remoções de pequenas frações adicionais de fosfato total.

Conforme pode ser observado pelos resultados da Tabela 5.14, os valores de fósforo total remanescentes obtidos no trabalho não convergiram para os valores esperados por Aisse *et al.* (2001a).

A Figura 5.24 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y as dosagens de cloreto férrico.

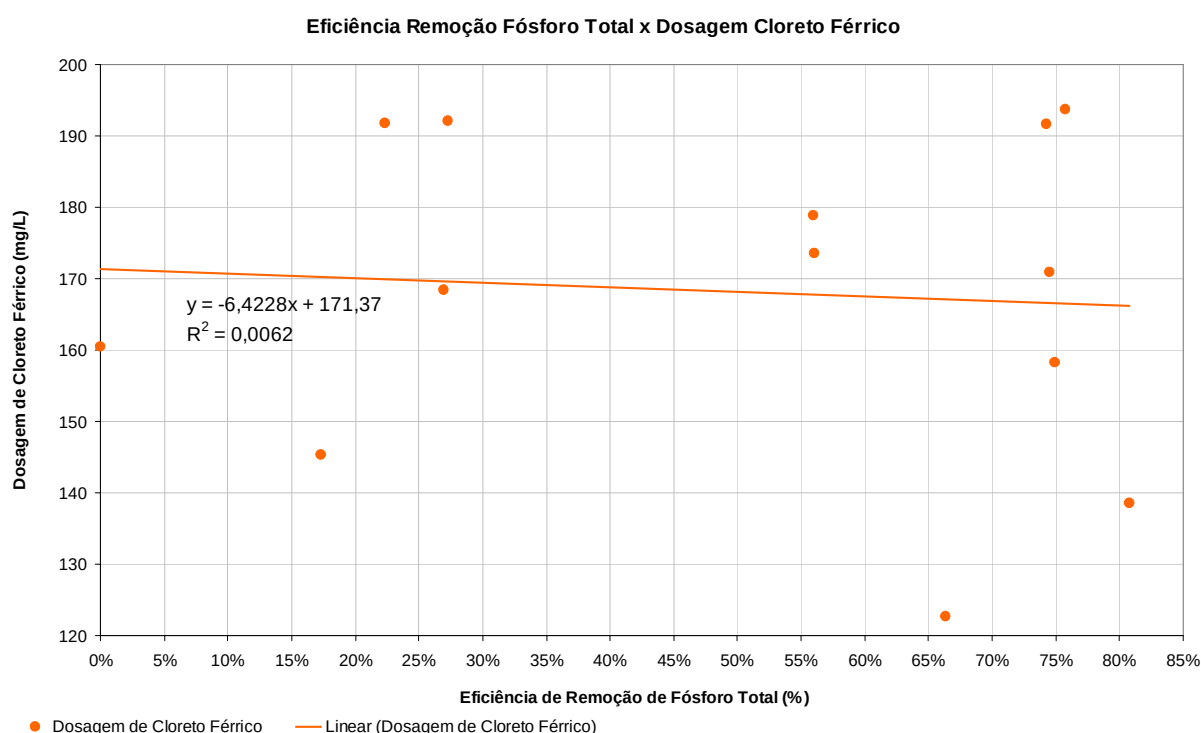


FIGURA 5.24 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO
FONTES: AUTORA (2010).

Através da Figura 5.24 pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção de Fósforo Total com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observou-se pelos dados da Tabela 5.14 que as melhores eficiências coincidiram com as maiores dosagens de coagulante em pelo menos cinco dos oito resultados de eficiência acima da média geral.

Entretanto, esta correlação não foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.24. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0062$, que indica que o

modelo de regressão linear explica 0,62% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A análise criteriosa dos resultados de eficiência de remoção de Fósforo Total na ETE A apontou para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores. Dentre todos os resultados foram oito os que tiveram a eficiência de remoção de Fósforo Total acima da média de 50%. Destes oito resultados, seis encontram-se coincidentes com as maiores dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD, os quais variaram de 19,0 a 30,0 kg de cloro gás por hora.

Neste caso também se pode concluir que a oxidação de grande parte dos sulfetos devido à aplicação do cloro gás antes da chegada do esgoto até a câmara rápida da ETE favorece as reações de coagulação do cloreto férrico, melhorando o desempenho geral da FAD.

A Figura 5.25 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y as dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de maus odores na estação.

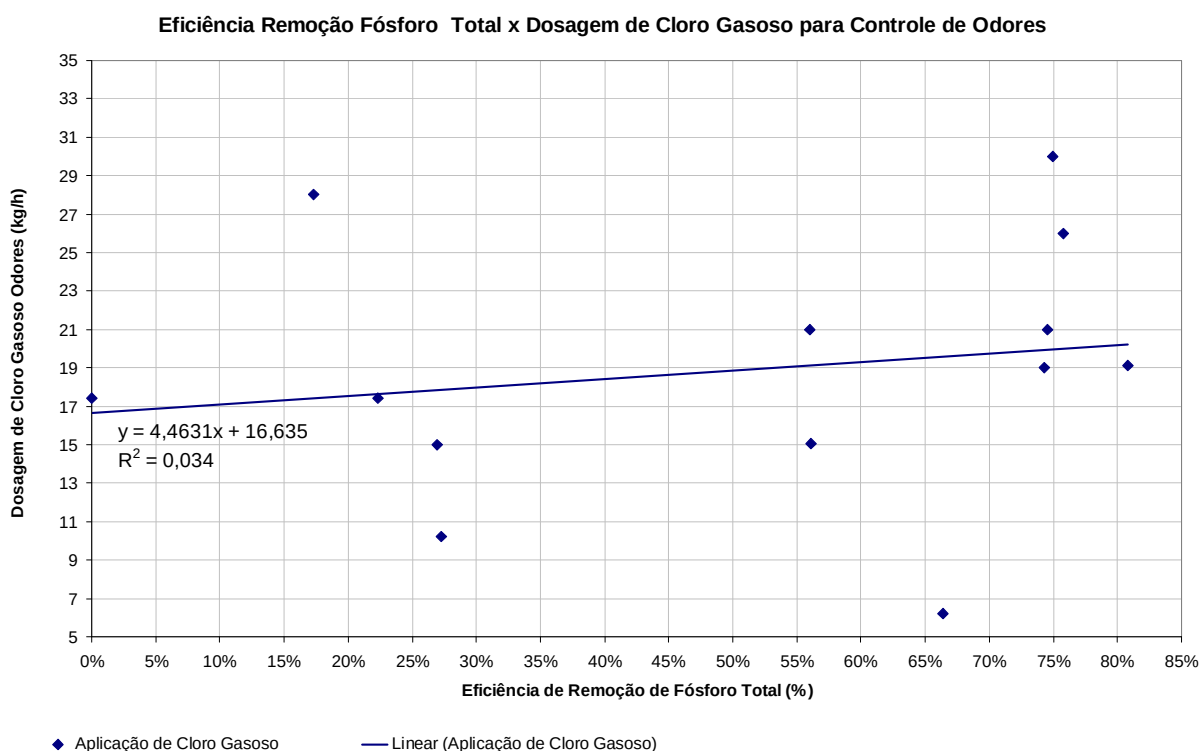


FIGURA 5.25 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.25 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de Fósforo Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com as dosagens do cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de odores. As maiores eficiências coincidem com os valores das maiores dosagens aplicadas de cloro gasoso, da mesma maneira como ocorreu com os constituintes DQO, DBO Total e DBO Solúvel.

Através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.25, esta correlação foi confirmada. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,034$, que indica que o modelo de regressão linear explica 3,4% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Outros fatores também foram evidenciados como interferentes na eficiência de remoção de Fósforo Total. Novamente analisando os oito resultados que tiveram a eficiência de remoção de Fósforo Total acima da média de 50%, em cinco houve coincidência com as maiores temperaturas ambientes registradas, entre 14,5 e 16,9°C, com as maiores vazões afluentes à FAD, acima de 132 L/s, com as maiores taxas de vazão de recirculação observadas no período do trabalho, acima de 26,8%, com as maiores pressões de saturação, acima de 5,5 bar e com os maiores valores de DBO Solúvel afluente à FAD, superiores a 31,0 mg/L.

A Figura 5.26 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y à esquerda a escala correspondente às vazões afluentes à FAD da ETE A.

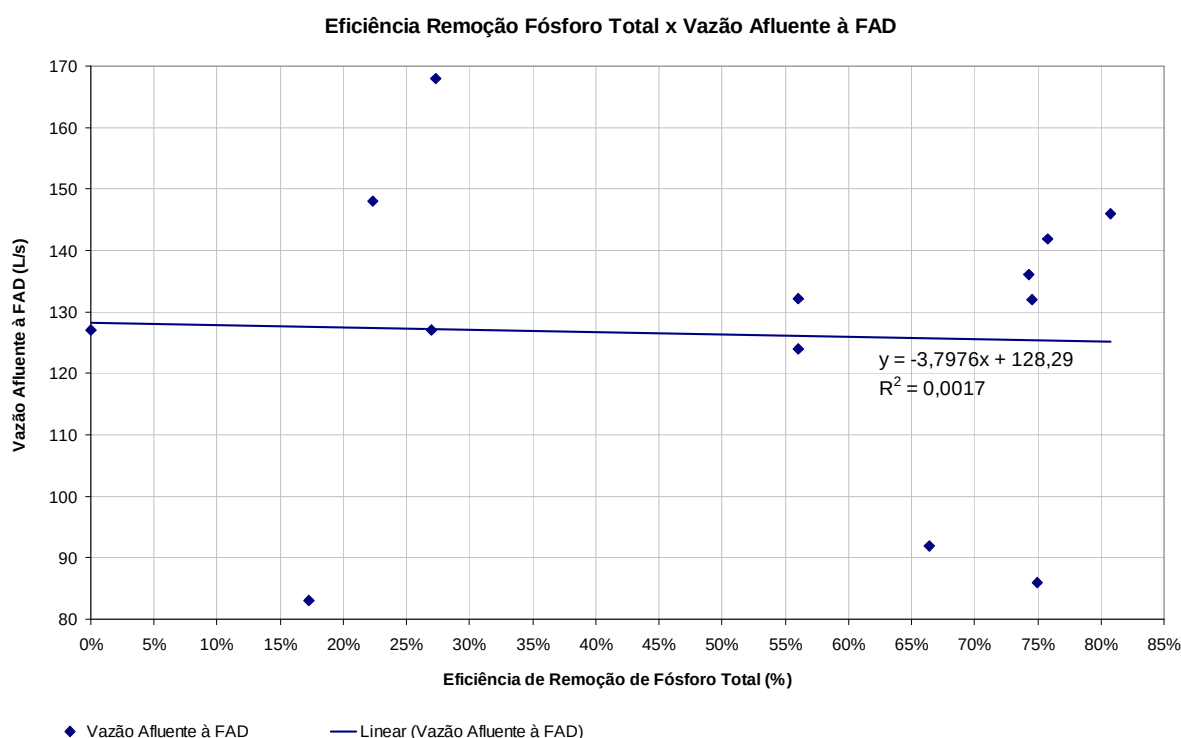


FIGURA 5.26 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E VAZÃO AFLUENTE À FAD
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.26 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de Fósforo Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das vazões afluentes à FAD. Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das maiores vazões afluentes à ETE e à FAD, numa proporção de 62,5% dos melhores resultados de eficiência de remoção de fósforo.

Entretanto, esta correlação não foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.26. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0017$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,17% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A Figura 5.27 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y a escala das temperaturas ambientes no período do trabalho

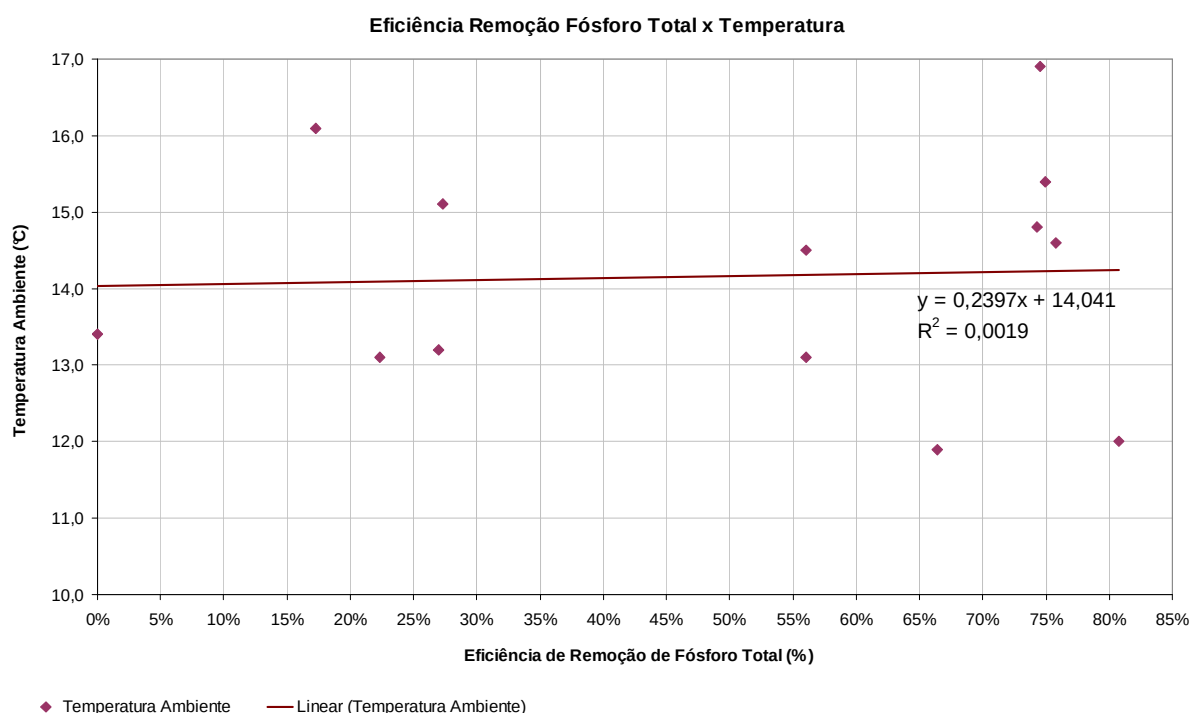


FIGURA 5.27 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E TEMPERATURA AMBIENTE
FONTES: AUTORA (2010).

A Figura 5.27 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de Fósforo Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com o valor registrado para a temperatura ambiente do dia em que foi realizada a amostragem. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os maiores valores das temperaturas.

Através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.27, esta correlação foi confirmada. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0019$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,19% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

As maiores temperaturas aceleram as reações químicas da coagulação bem como podem influenciar o encontro das bolhas de ar com os flocos devido à maior agitação das moléculas dentro do líquido, o que favorece o processo de FAD.

A Figura 5.28 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y a escala correspondente aos valores de DBO Solúvel de entrada na FAD da ETE A.

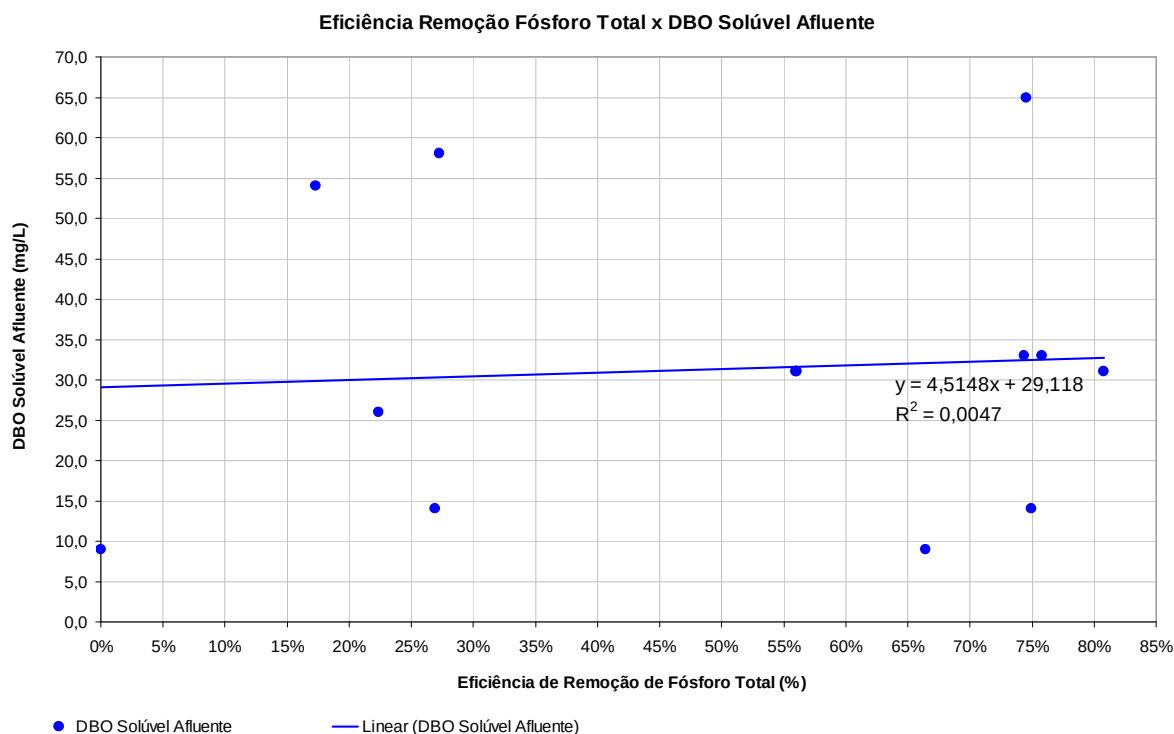


FIGURA 5.28 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E DBO SOLÚVEL AFLUENTE
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.28 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de Fósforo Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores de DBO Solúvel afluentes à FAD. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências coincidem com os maiores valores de DBO Solúvel Afluente.

Esta correlação foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.28. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0047$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,47% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A Figura 5.29 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X se encontram os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD, no eixo Y a escala dos valores de taxa de recirculação de água saturada utilizadas na FAD.

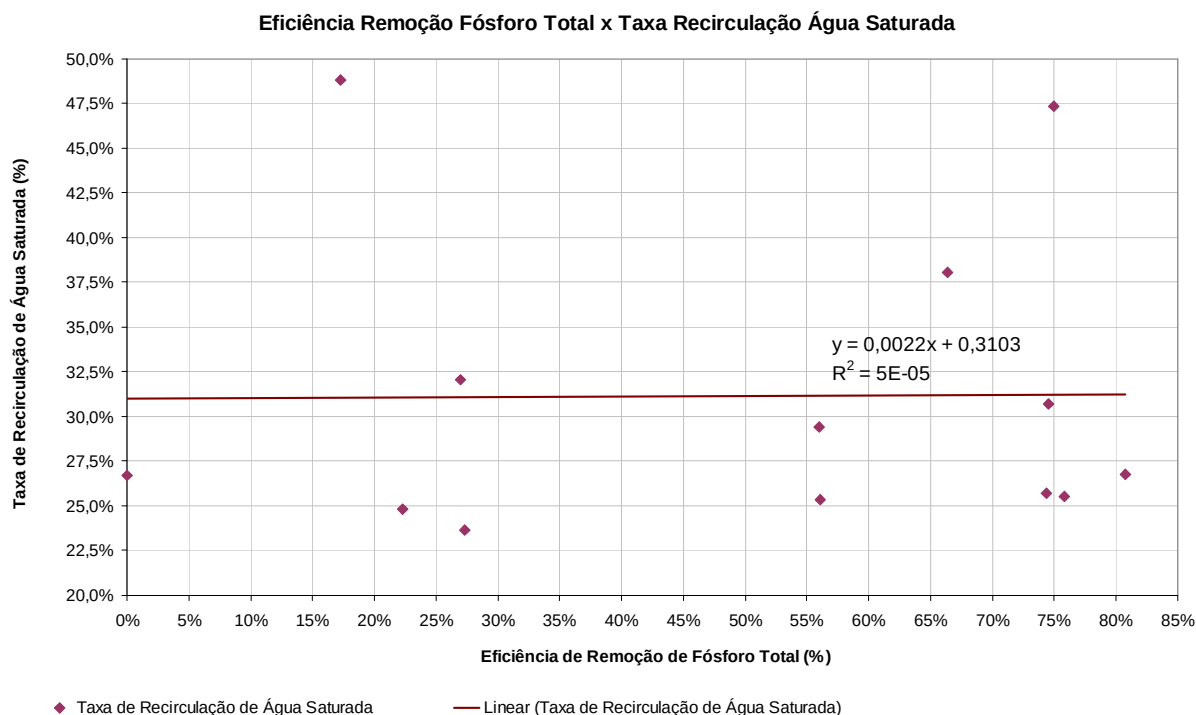


FIGURA 5.29 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E TAXA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA SATURADA
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.30 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X se encontram os valores de eficiência de remoção de Fósforo Total na FAD e no eixo Y a escala correspondente aos valores das pressões de saturação de ar utilizadas na FAD.

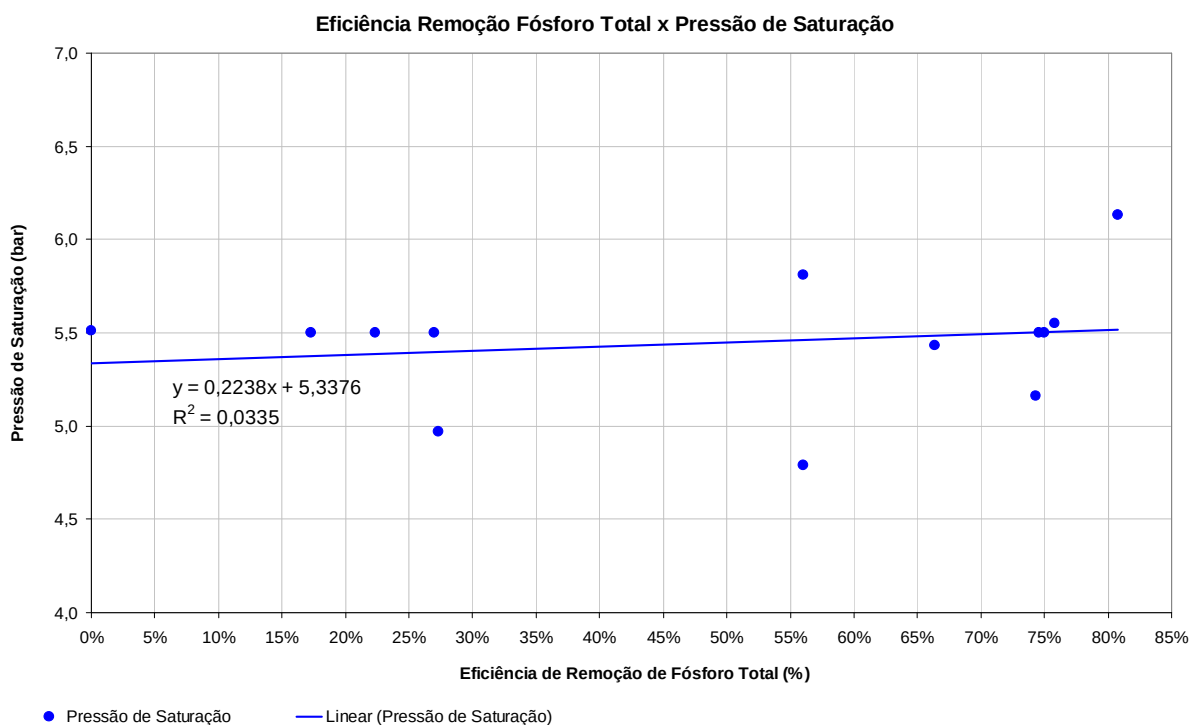


FIGURA 5.30 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL E PRESSÃO DE SATURAÇÃO DE AR
 FONTE: AUTORA (2010).

As Figuras 5.29 e 5.30 apresentam a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de Fósforo Total na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores registrados para as taxas de recirculação de água saturada e os valores das pressões de saturação. Neste caso, de forma contrária ao observado para os constituintes DQO e DBO, as melhores eficiências de remoção de fósforo total coincidem com as maiores taxas de vazão de recirculação de água saturada. Já para a pressão de saturação se mantém a mesma lógica dos constituintes anteriores, onde as maiores eficiências correspondem às maiores pressões de saturação na FAD.

A correlação entre taxa de recirculação de água saturada com a eficiência de remoção de Fósforo Total foi confirmada, ainda que de forma pouco acentuada, através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.29. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação R^2 praticamente nulo, porém com inclinação ascendente. Isto indica que os valores de correlação são pouco significativos para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Já a correlação entre pressão de saturação com a eficiência de remoção de Fósforo Total foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.30 tendo em vista que a análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,0335$, que indica que o modelo de regressão linear explica 3,35% da variação total, sendo este também um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Conforme já citado nos itens anteriores, um dos principais fatores para o bom desempenho da FAD é a quantidade de ar fornecida na câmara de flotação. Ainda que tenham sido observados bons resultados analisando isoladamente o parâmetro de vazão de saturação, os seus maiores valores coincidem com as maiores pressões de saturação, o que satisfaz a condição de fornecimento de ar ao processo.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de Fósforo Total, portanto não representam nenhuma correlação específica.

5.2.3.5 Constituinte Sulfetos

A Tabela 5.15 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de sulfetos na FAD. São apresentados os dados da FAD como pressão de saturação e dosagens aplicadas de cloreto férrico, e os resultados dos constituintes DQO, DBO Total, concentração de sulfetos, pH, alcalinidade e sólidos sedimentáveis do afluente à FAD bem como os valores obtidos para as concentrações de sulfeto do efluente. A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de sulfetos alcançada na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de sulfetos superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 uma tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

TABELA 5.15 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS

Nº	Pres são Satur. (bar)	Cloreto Férrico (mg/L solu- ção)	AFLUENTE À FAD						EFLUENTE À FAD	EFIC.
			DQO (mg/L)	DBO Total (mg/L)	Sulf. (mg/L)	pH	Alcali nidade (mg/L)	Sol. Sedim. (mL/L)	Sulf. (mg/L)	
1	4,5	185,99	281	125	10,50	7,02	226,2	1,5	2,50	76
2	6,2	192,13	362	125	10,50	7,55	260,8	1,5	3,50	76
3	5,0	178,76	230	100	7,80	7,17	220,2	0,5	3,10	60
4	5,8	168,42	257	36	4,80	7,25	243,8	1,1	2,00	58
5	5,5	170,88	165	30	5,06	6,84	220,0	1,1	2,25	56
6	5,5	191,58	180	64	5,30	6,89	222,0	1,0	2,40	55
7	5,2	166,04	355	106	4,90	7,31	200,0	1,2	2,30	53
8	6,2	116,67	109	31	4,20	6,79	214,0	0,2	2,00	52
9	5,8	219,61	194	60	4,30	7,02	260,8	0,4	2,30	47
10	5,3	191,82	221	60	4,55	7,06	208,3	0,7	2,31	45
11	4,3	173,56	276	95	1,90	7,55	95,0	1,1	1,10	42
12	5,5	145,25	189	54	3,90	7,04	198,0	0,2	2,30	41
13	4,8	138,51	240	0	4,90	6,95	211,0	1,0	2,90	41
14	5,5	160,45	234	80	4,20	6,68	214,0	0,6	2,60	38
15	6,1	193,62	112	70	2,63	7,35	151,0	0,2	1,63	38
16	5,5	241,47	172	0	3,70	7,35	215,2	0,6	2,30	38
17	5,6	122,58	-	89	5,50	7,20	206,8	0,6	3,50	36
18	4,5	214,68	263	95	2,80	7,00	187,5	0,5	1,80	36
19	5,4	158,27	175	13	4,04	6,92	216,0	0,4	2,65	34
MED	5,4	175,28	223	65	5,03	7,10	209,0	0,8	2,39	49
MAX	6,2	241,47	362	125	10,50	7,55	260,8	1,5	3,50	76
MIN	4,3	116,67	109	0	1,90	6,68	95,0	0,2	1,10	34
DESV. PADR.	0,6	31,90	70	39	2,29	0,24	36,9	0,4	0,59	13

FONTE: Autora (2010)

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de sulfetos foi de $49 \pm 13\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $175,28 \pm 31,90$ mg/L de solução comercial ou $70,11 \pm 13,02$ mg/L de sal ativo

A Figura 5.31 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de sulfetos na FAD e no eixo Y as dosagens de cloreto férrico.

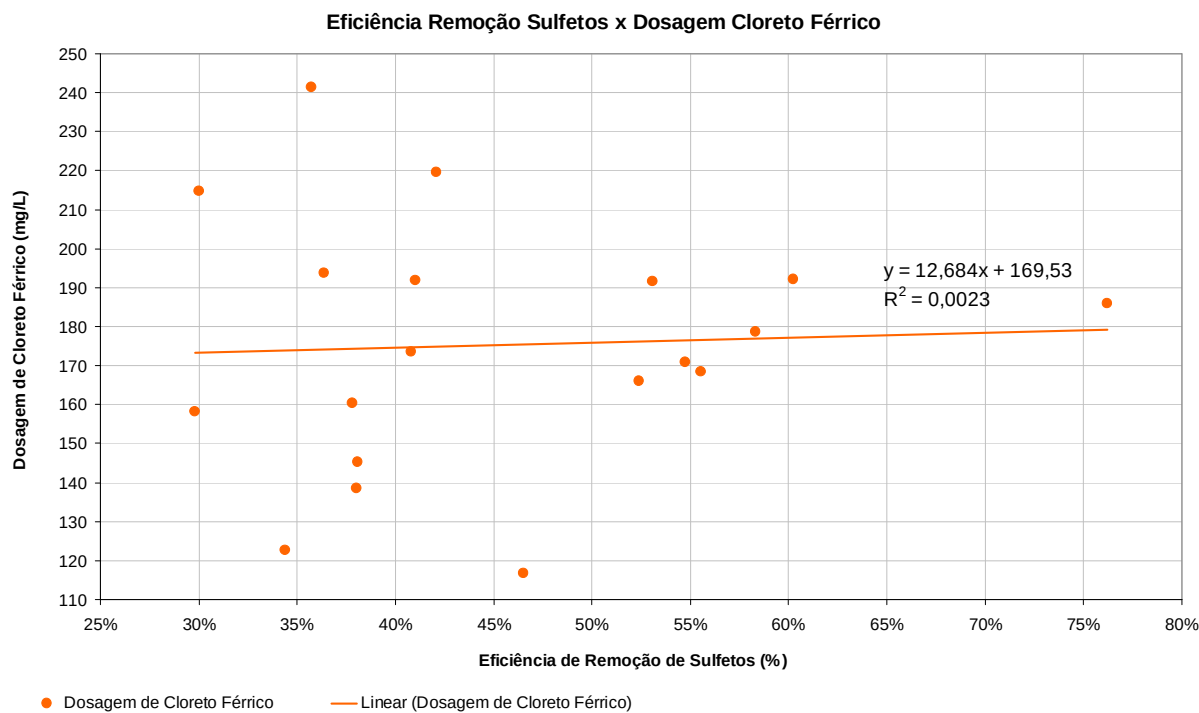


FIGURA 5.31 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO
FONTE: AUTORA (2010).

Através da Figura 5.31 pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção de sulfetos com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observa-se que não ocorreu uma região de densificação de valores, porém as melhores eficiências, entre 52 e 76% coincidem com dosagens de coagulante na faixa entre 165 e 195 mg/L ou 66 e 78 mg/L de sal ativo.

Através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.31, percebe-se que o aumento da eficiência de remoção deste constituinte acompanha o aumento da dosagem de cloreto férrico. Entretanto, a análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0023$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,23% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A análise dos resultados de eficiência de remoção de sulfetos na ETE A não apontou para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores, como ocorreu nos constituintes apresentados anteriormente.

Dentre os dezenove resultados obtidos no presente trabalho, foram oito os que tiveram a eficiência de remoção de sulfetos acima da média de $49 \pm 13\%$.

Observou-se que alguns fatores se evidenciaram como interferentes na eficiência de remoção de sulfetos. Analisando os oito resultados que tiveram a eficiência de remoção de sulfetos acima da média de 45%, em cinco houve coincidência com as maiores pressões de saturação e com os menores valores de pH na faixa de 7,02 a 6,79.

Além destes, em sete resultados houve coincidência das melhores eficiências de remoção de sulfetos com os maiores valores de sulfetos afluente à FAD, superiores a 4,30 mg/L e seis resultados coincidiram com os maiores valores para alcalinidade, superiores a 220,0 mg/L.

A Figura 5.32 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de sulfetos na FAD, no eixo Y à esquerda a escala correspondente às pressões de saturação de ar.

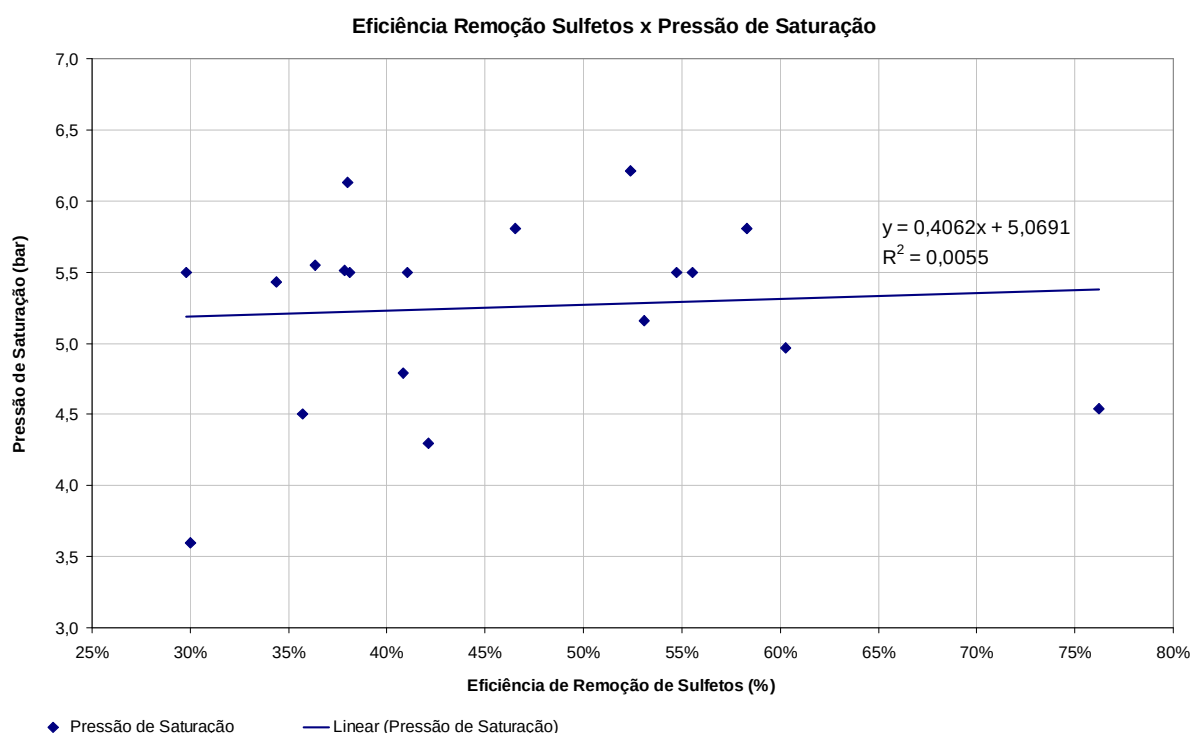


FIGURA 5.32 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E PRESSÕES DE SATURAÇÃO
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.32 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de sulfetos na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das pressões de saturação de ar.

Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das maiores pressões de saturação, numa proporção de 62,5% dos melhores resultados de eficiência de remoção de sulfetos.

Através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.32, percebe-se a confirmação desta correlação. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,0055$, que indica que o modelo de regressão linear explica 0,55% da variação total, sendo este um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Conforme já citado nos itens anteriores, um dos principais fatores para o bom desempenho da FAD é a quantidade de ar fornecida na câmara de flotação. A utilização de maiores pressões de saturação satisfaz a condição de fornecimento de ar ao processo.

A Figura 5.33 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de sulfetos na FAD, no eixo Y à esquerda a escala dos valores de pH e no eixo Y à direita a escala correspondente aos valores de alcalinidade, ambos referentes ao afluente à FAD.

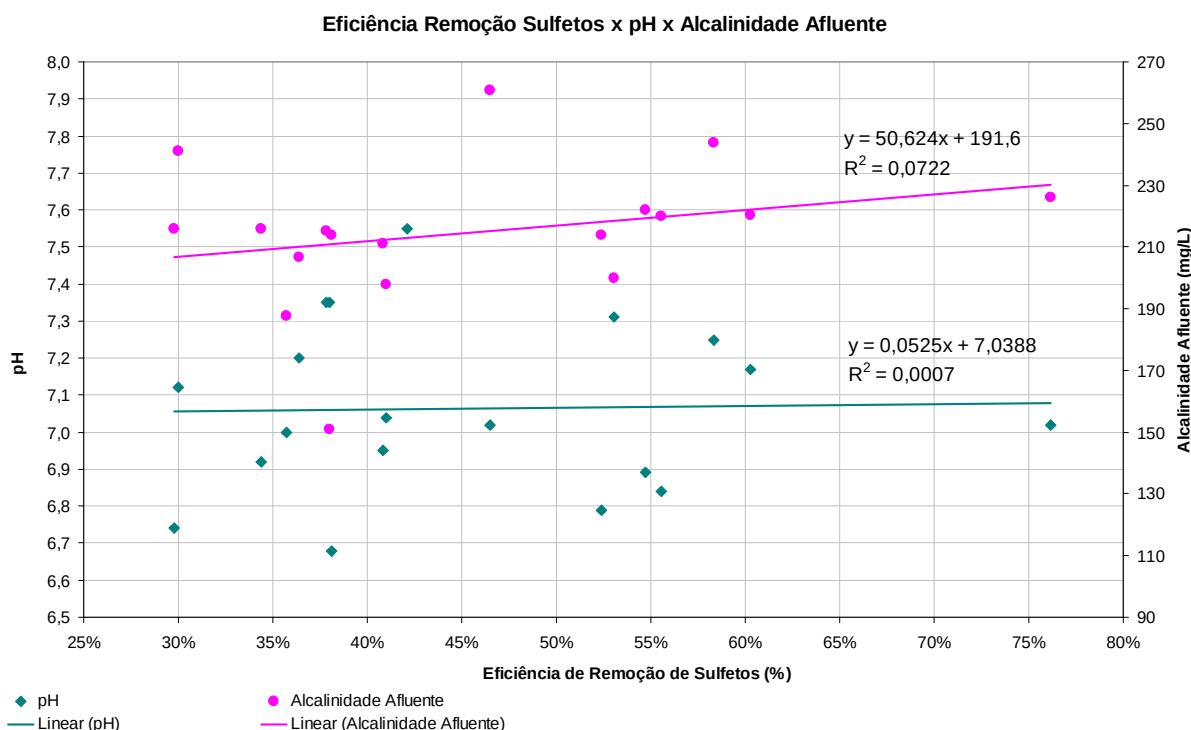


FIGURA 5.33 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS, PH E ALCALINIDADE
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.33 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativo aos valores de eficiência de sulfetos na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores registrados para pH e alcalinidade do afluente à FAD. Neste caso, as melhores eficiências de remoção de sulfetos coincidem com os menores valores de pH e com os maiores valores de alcalinidade.

A correlação entre pH com a eficiência de remoção de sulfetos foi confirmada, ainda que de forma pouco acentuada, através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.33. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,0007$ porém com inclinação ascendente. Isto indica que os valores de correlação são pouco significativos para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Também foi confirmada a correlação entre alcalinidade e eficiência de remoção de sulfetos através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.33, tendo em vista que a análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,0722$, que indica que o modelo de regressão linear explica 7,22% da variação total, sendo este também um valor de correlação pouco significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

O pH e a alcalinidade (Pinto Filho *et al.*, 2000) interferem no mecanismo de coagulação, por isso uma pequena variação em seus valores pode refletir em efeitos na eficiência de remoção dos sulfetos.

Entretanto, não foram observadas as mesmas relações para outros parâmetros, tornando essas correlações pontuais e não influentes de modo geral observando a mesma faixa estreita de variação.

A Figura 5.34 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de sulfetos na FAD, no eixo Y a escala dos valores de concentrações de sulfetos relativos ao afluente à FAD.

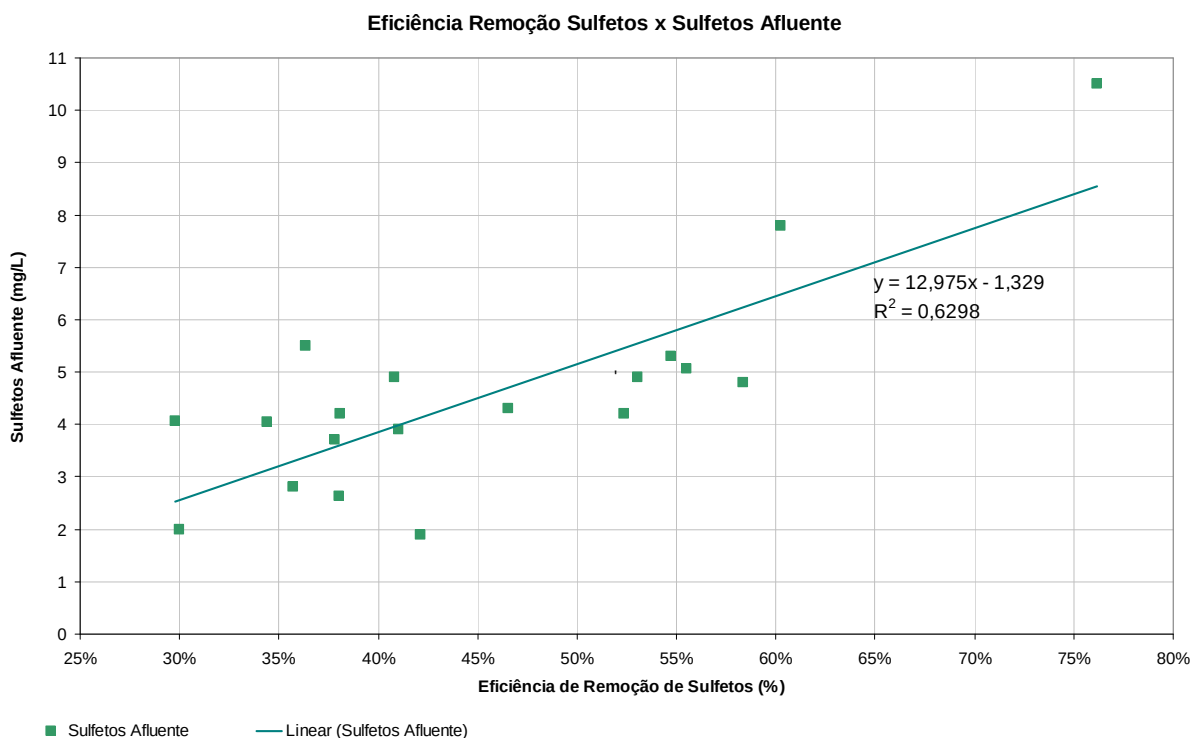


FIGURA 5.34 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SULFETOS E CONCENTRAÇÕES DE SULFETOS AFLUENTE
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.34 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de sulfetos na FAD, correlacionando os mesmos com os valores de concentrações de sulfetos. Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências de remoção coincidem com os maiores valores de concentração de sulfetos.

Esta correlação foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.34. A análise de correlação e regressão entre as variáveis resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,6298$, que indica que o modelo de regressão linear explica 62,98% da variação total, sendo este um valor de correlação bastante significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A relação entre a eficiência de remoção de sulfetos e as maiores cargas afluentes deste constituinte à FAD indicam que este tipo de processo é eficiente para a remoção de sulfetos do meio líquido, embora implique em aumento das dosagens de coagulante.

O valor médio do remanescente de sulfetos no efluente foi de $2,32 \pm 0,59$ mg/L.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de Fósforo Total, portanto não representam nenhuma correlação específica.

5.2.3.6 Constituinte Turbidez

A Tabela 5.16 contém resumidamente os principais dados utilizados para análise das relações entre os parâmetros obtidos no trabalho e a eficiência de remoção de turbidez na FAD. São apresentadas a temperatura ambiente registrada nos dias de amostragem e as dosagens aplicadas de cloro gasoso para controle de maus odores, parâmetros da FAD como pressão de saturação e dosagens aplicadas de cloreto férrico, e os resultados dos constituintes DBO Total e Solúvel, concentração de fósforo, turbidez e sulfetos do afluente à FAD bem como os valores obtidos para a turbidez do efluente. A última coluna da tabela apresenta as eficiências de remoção de turbidez alcançadas na FAD da ETE A, ordenadas em ordem crescente da primeira à última linha.

A indicação das dosagens dos produtos químicos refere-se à solução comercial. As células sombreadas em verde indicam os valores de eficiência de remoção de turbidez superiores ao valor médio relativo a todos os dados.

Encontra-se apresentada no Anexo 2 uma tabela contendo todos os dados relativos ao trabalho.

TABELA 5.16 – RESUMO DOS PRINCIPAIS DADOS PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ

Nº	T (°C)	Pres são Satur. (bar)	Cloro Gás (kg/h)	Cloreto Férrico (mg/L solu ção)	AFLUENTE À FAD					EFLU ENTE À FAD	EFIC.
					DBO Total (mg/L)	DBO Solúvel (mg/L)	Fósf. (mg/L)	Turb. (UNT)	Sulf. (mg/L)	Turb. (UNT)	Turb. (%)
1	12,0	6,1	19,1	138,51	70	31	2,34	47,3	2,63	10,3	78
2	16,1	5,5	28,0	145,25	80	54	1,85	99,2	4,20	39,2	60
3	16,9	5,5	21,0	170,88	64	65	5,50	81,4	5,30	43,5	47
4	13,1	5,5	17,4	191,82	54	26	6,00	115,0	3,90	62,1	46
5	13,2	5,5	15,0	168,42	30	14	4,08	73,6	5,06	40,6	45
6	14,8	5,2	19,0	191,58	106	33	7,01	63,6	4,90	38,1	40
7	17,4	6,2	21,7	166,04	31	9	0,00	96,1	4,20	58,3	39
8	22,5	3,6	13,5	214,68	65	58	0,00	93,9	2,00	57,2	39
9	14,5	4,8	15,1	173,56	0	31	7,17	87,6	4,90	54,7	38
10	13,1	5,8	21,0	178,76	36	31	5,59	141,0	4,80	88,2	37
11	14,6	5,6	26,0	193,62	89	33	6,98	66,3	5,50	44,0	34
12	13,4	5,5	17,4	160,45	0	9	8,63	88,6	3,70	59,8	33
13	15,4	5,5	30,0	158,27	27	14	6,27	77,7	4,06	55,8	28
14	11,9	5,4	6,2	122,58	13	9	5,12	53,8	4,04	41,6	23
15	22,5	4,5	7,4	241,47	95	36	0,00	116,0	2,80	90,0	22
16	22,3	4,3	14,0	219,61	95	36	0,00	25,2	1,90	20,5	19
17	15,1	5,0	10,2	192,13	100	58	9,49	129,0	7,80	136,0	-5
18	15,1	4,5	10,2	185,99	125	69	0,00	109,0	10,50	121,0	-11
MED	15,8	5,2	17,3	178,53	60	34	4,22	86,9	4,57	58,9	34
MAX	22,5	6,2	30,0	241,47	125	69	9,49	141,0	10,50	136,0	78
MIN	11,9	3,6	6,2	122,58	0	9	0,00	25,2	1,90	10,3	-11
DESV. PADR.	3,4	0,7	6,7	29,39	38	20	3,27	29,5	2,03	32,0	21

FONTE: Autora (2010)

O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de turbidez foi de $34 \pm 21\%$, com dosagem média de cloreto férrico aplicada igual a $178,53 \pm 29,39$ mg/L de solução comercial ou $71,41 \pm 11,76$ mg/L de sal ativo. O valor do desvio padrão relativo aos dados de eficiência de remoção de turbidez foi elevado devido à grande faixa de variação de valores, desde o mínimo de -11 até o máximo de 78%.

Dentre os dezoito resultados obtidos no presente trabalho, foram treze os que tiveram a eficiência de remoção de sulfetos acima da média de $34 \pm 21\%$.

A Figura 5.35 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de turbidez na FAD e no eixo Y as dosagens de cloreto férrico.

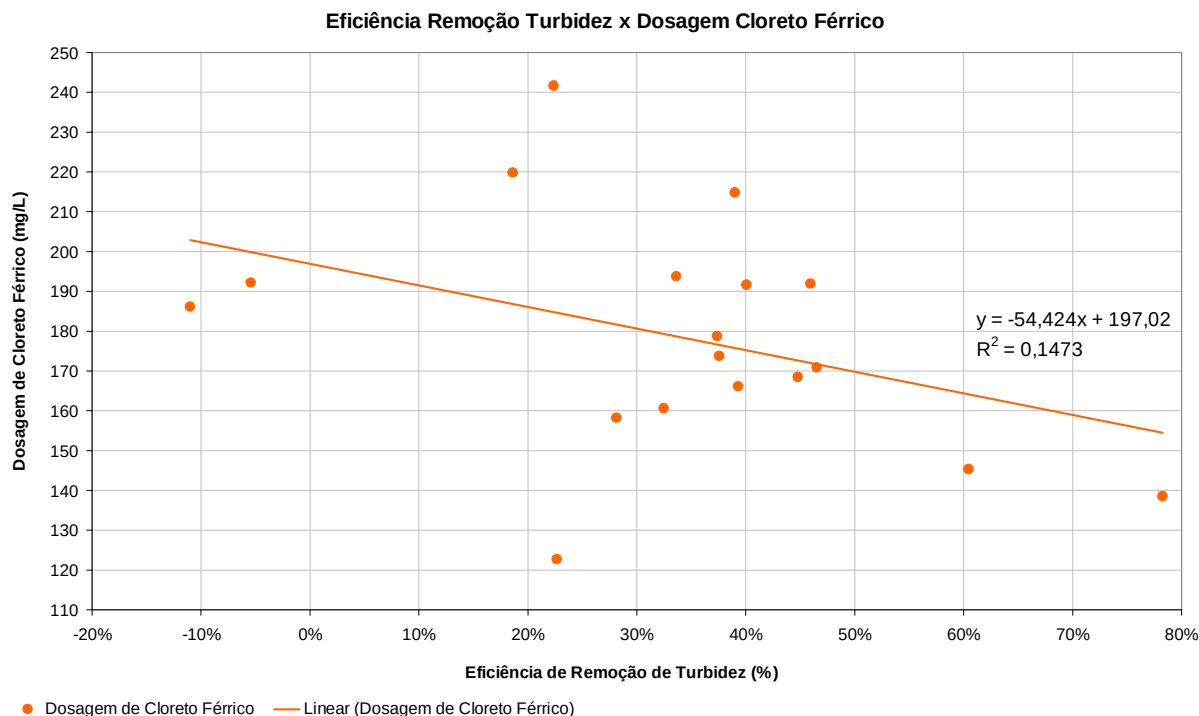


FIGURA 5.35 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ E DOSAGENS APLICADAS DE CLORETO FÉRRICO
FONTE: AUTORA (2010).

Através da Figura 5.35 pode-se visualizar a distribuição dos valores de eficiência de remoção de turbidez com a respectiva dosagem de cloreto férrico aplicada. Observa-se que dentre os treze resultados obtidos com eficiência de remoção acima do valor médio de 34%, cerca de 70% destes coincidiram com as menores dosagens de cloreto férrico aplicado, menores que 174,0 mg/L de solução comercial ou 69,60 mg/L de sal ativo.

Pode-se concluir no estudo da ETE A que para obtenção de efluente com qualidade em termos de turbidez não há necessidade de aplicação maciça de coagulante. Existe a dosagem ótima de coagulante, a partir da qual não há aumento significativo da eficiência, sendo que esta dosagem deverá ser determinada em testes de bancada.

A correlação foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.35. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,1473$, que indica que o modelo de regressão linear explica 14,73% da variação total, sendo este um valor de correlação significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

A Figura 5.36 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de turbidez na FAD e no eixo Y as dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de maus odores na estação.

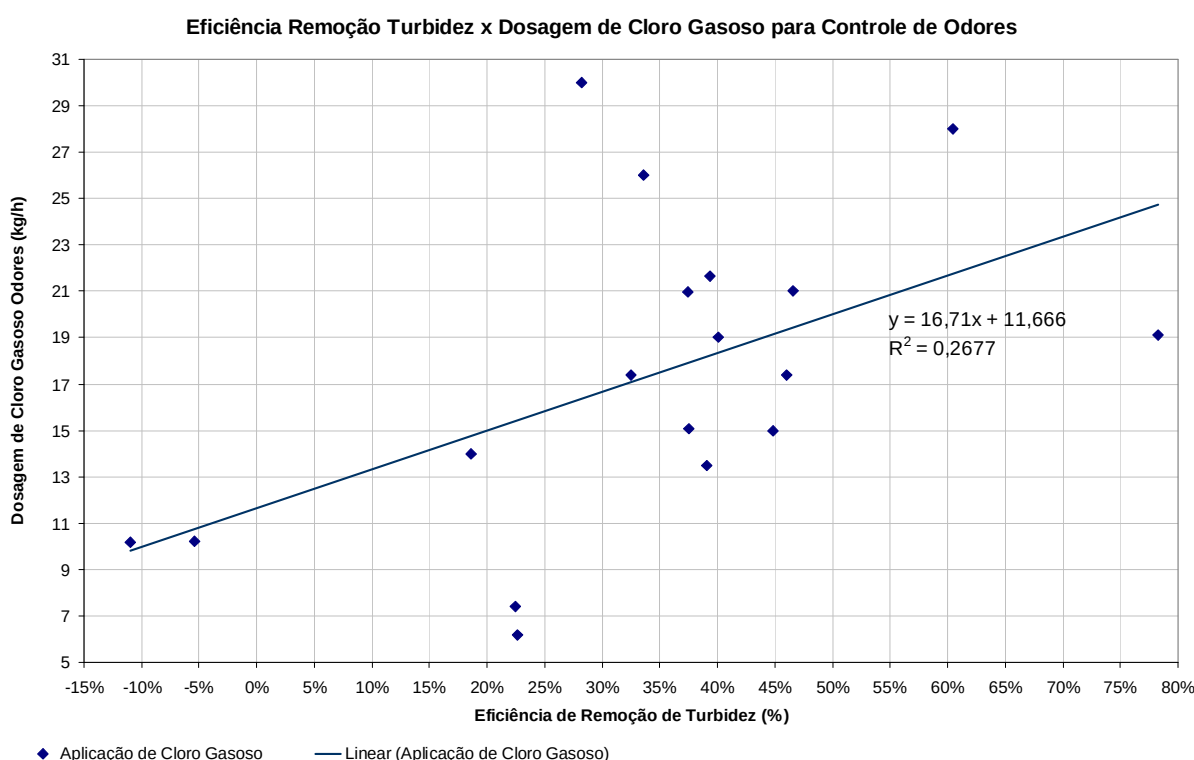


FIGURA 5.36 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ E DOSAGENS APLICADAS DE CLORO GASOSO
 FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.36 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de turbidez na FAD, correlacionando os mesmos com as dosagens do cloro gasoso aplicadas antes da FAD para controle de odores.

A análise criteriosa dos resultados de eficiência de remoção de turbidez na ETE A também aponta para a interferência da quantidade aplicada de cloro gasoso para controle de odores. Dentre os treze melhores resultados de eficiência foram doze os coincidentes com as maiores dosagens de cloro gasoso aplicadas antes da FAD, os quais variaram de 15,0 a 30,0 kg de cloro gás por hora.

As maiores eficiências coincidem com os valores das maiores dosagens aplicadas de cloro gasoso, da mesma maneira como ocorreu com os valores da DQO, DBO Total, DBO Solúvel e Fósforo Total, levando a mesma conclusão dos itens anteriores.

A correlação foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.36. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,2677$, que indica que o modelo de regressão linear explica 26,77% da variação total, sendo este um valor de correlação significativo para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Conforme citado anteriormente, a aplicação de cloro gasoso oxida os sulfetos antes da chegada à câmara de mistura rápida, que iriam reagir com o cloreto férrico caso não tivessem sido eliminados pelo cloro. Assim, o coagulante é melhor aproveitado nas reações de coagulação, melhorando a eficiência do processo.

Observou-se que alguns fatores se evidenciaram como interferentes na eficiência de remoção de turbidez. Analisando os treze resultados que tiveram a eficiência de remoção de sulfetos acima da média de 33,96%, em oito houve coincidência com as menores temperaturas ambiente, abaixo de 14,8°C; dez resultados coincidiram com as maiores pressões de saturação, acima de 5,5 bar; doze resultados coincidiram com os menores valores de DBO Total afluentes à FAD, abaixo de 89,0 mg/L; oito resultados coincidiram com os menores valores de DBO Solúvel, abaixo de 33,0 mg/L e oito coincidiram com as maiores concentrações de fósforo afluente à FAD, superiores a 5,5 mg/L.

A Figura 5.37 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de turbidez na FAD, no eixo Y à esquerda a escala das temperaturas registradas nos dias de amostragens e no eixo Y à direita a escala correspondente às pressões de saturação de ar.

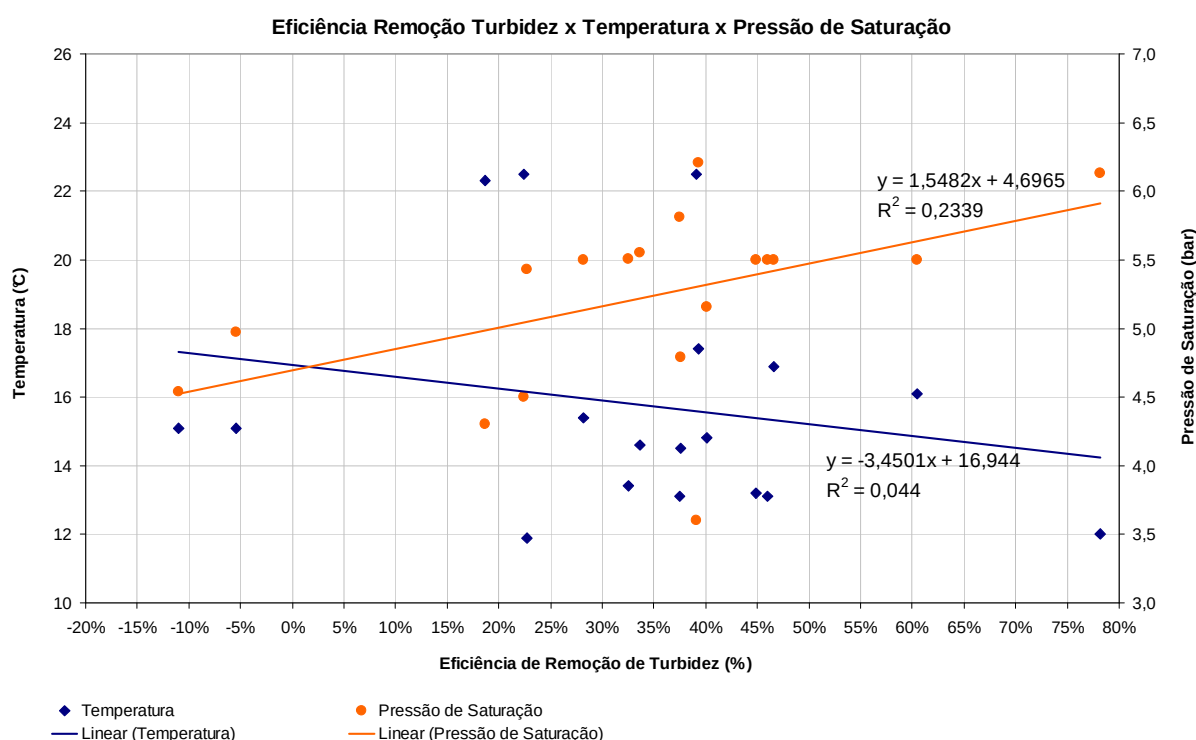


FIGURA 5.37 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ, TEMPERATURA E PRESSÕES DE SATURAÇÃO
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.37 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de turbidez na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores das temperaturas registradas nos dias de amostragem e das pressões de saturação de ar. Conforme citado anteriormente, as maiores eficiências coincidem com os valores das menores temperaturas e maiores pressões de saturação, numa proporção de 61,5 e 76,9% dos melhores resultados de eficiência de remoção de turbidez respectivamente.

A correlação entre temperatura e eficiência de remoção de turbidez foi confirmada através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.37. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,2339$ que indica que o modelo de regressão linear explica 23,39% da variação total, sendo este também um valor de correlação significativo.

Também foi confirmada a correlação as pressões de saturação e eficiência de remoção de turbidez através da linha de tendência linear indicada na Figura 5.37, tendo em vista que a análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,044$, que indica que o modelo de regressão linear explica 4,4% da variação total, sendo este um valor de correlação menos significativo que o anterior.

Conforme já citado anteriormente, a quantidade de ar fornecida na câmara de é um dos principais fatores para o bom desempenho da FAD. Os melhores resultados de remoção de turbidez coincidentes com as maiores pressões de saturação satisfazem a condição de fornecimento de ar ao processo.

A Figura 5.38 apresenta gráfico de dispersão onde no eixo X são apresentados os valores de eficiência de remoção de turbidez na FAD e no eixo Y a escala dos valores de DBO Total e DBO Solúvel afluentes à FAD.

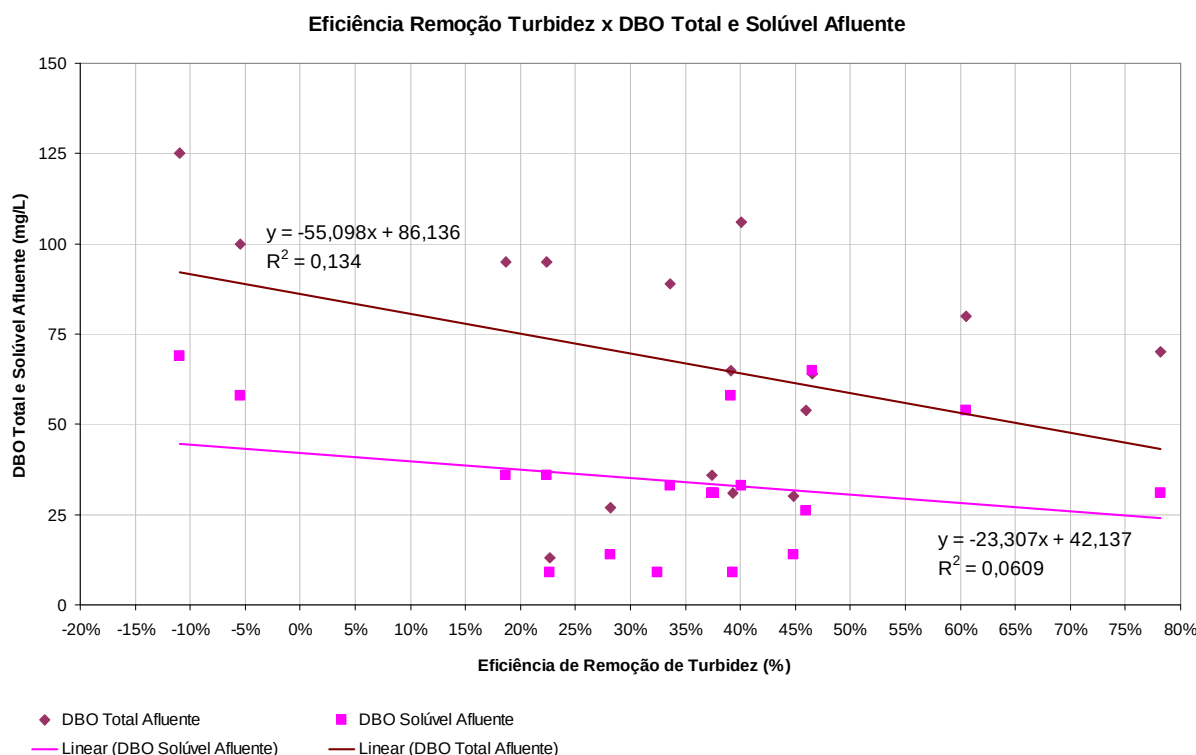


FIGURA 5.38 - GRÁFICO DE DADOS DA ETE A – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ, DBO TOTAL E DBO SOLÚVEL AFLUENTES À FAD
FONTE: AUTORA (2010).

A Figura 5.38 apresenta a distribuição dos pontos obtidos no trabalho relativos aos valores de eficiência de turbidez na FAD com uso de cloreto férrico, correlacionando os mesmos com os valores encontrados para DBO Total, DBO Solúvel e Fósforo Total afluentes à FAD.

Conforme comentado nos parágrafos anteriores, as maiores eficiências de remoção coincidem com os menores valores de DBO Total e Solúvel, numa proporção de 61,5% dos melhores resultados de eficiência de remoção de turbidez para todos os constituintes.

As correlações entre carga de DBO Total e Solúvel afluentes à FAD com a eficiência de remoção de turbidez foram confirmadas através das linhas de tendência linear indicadas na Figura 5.38. A análise de correlação e regressão entre estas variáveis resultou em coeficientes de determinação $R^2 = 0,134$ e $0,0609$ respectivamente para DBO Total e Solúvel, que indica que os modelo de regressão linear explicam 13,4 e 6,09% da variação total, sendo estes valores de correlação pouco significativos para o universo de dados obtidos neste trabalho.

Os demais parâmetros apresentaram grande variação em relação à eficiência de remoção de turbidez, portanto não representam nenhuma correlação específica.

5.2.4 Curva Característica do Processo FAD ETE A

Os dados e resultados obtidos em dezesseis testes de jarros realizados na ETE estão apresentados na Tabela 5.17.

TABELA 5.17 – DADOS E RESULTADOS DAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NOS TESTES DE JARROS - ETE A

DATA	TEMPO	DADOS GERAIS			AMOSTRAS JAR-TEST					AMOSTRAS PLANTA					
		Vazão FAD (L/s)	Vazão da ETE (L/s)	Vazão Recirc (L/s)	Hora	DQO Afl. FAD (mg/L)	DQO Cuba Escolhida (mg/L)	Dosagem Escolhida		Hora	DQO Antes Cloro (mg/L)	Dos. Cloro Gás (kg/h)	DQO Efl. FAD (mg/L)	Turb. (UNT)	pH
								Sol. (mg/L)	Sal (mg/L)						
26/10	Nublado	108	353	47,0	10:00	208	60	200	80	10:00	267	17,5	69	54,1	7,10
26/10	Nublado	136	509	47,0	13:00	244	94	168	67	13:00	230	17,5	104	33,0	7,01
27/10	Bom	122	377	47,0	09:00	184	62	168	67	09:00	160	12,5	64	72,0	7,14
27/10	Bom	132	537	47,1	16:00	264	242	168	67	16:00	294	17,5	106	86,0	7,20
28/10	Bom	134	352	46,6	09:00	183	31	252	101	10:00	136	8,8	41	79,0	7,21
28/10	Bom	137	534	47,0	16:00	292	65	252	101	16:00	260	15	98	84,0	7,02
29/10	Bom	176	374	46,0	09:00	212	166	252	101	10:00	178	16	50	61,0	7,02
5/11	Ótimo	140	452	40,0	11:00	302	83	224	90	11:00	240	17	145	33,5	6,37
7/11	Ótimo	139	495	40,0	17:00	277	92	224	90	17:00	234	10	65	-	-
8/11	Ótimo	137	495	40,0	17:00	286	61	224	90	17:00	290	7,5	80	67,2	6,49
9/11	Bom	202	424	40,0	09:20	236	68	252	101	10:20	209	6,9	96	49,4	6,34
9/11	Bom	178	487	41,0	17:00	324	62	252	101	17:00	329	7	78	31,1	6,61
10/11	Nublado	147	394	41,0	09:00	228	60	224	90	09:00	227	7,5	94	33,8	6,36
11/11	Nublado	156	509	40,0	17:00	249	108	252	101	17:00	283	5,6	85	36,6	6,47
11/11	Nublado	159	511	40,0	18:00	294	65	224	90	18:00	273	7,5	76	13,9	6,45
12/11	Nublado	359	396	41,0	09:00	194	52	196	78	09:00	201	7,5	156	-	-
MÉDIA		160,1	449,9	43,1	-	249	86	221	88	88	238	11,3	88	52,5	6,77
MÁXIMO		359,0	537,0	47,1	-	324	242	252	101	101	329	17,5	156	86,0	7,21
MÍNIMO		108,0	352,0	39,9	-	183	31	168	67	67	136	5,6	41	13,9	6,34
DESVIO PADRÃO		57,9	67,1	3,4	-	45	52	32	13	13	52	4,6	31	22,8	0,35
PERCENTIL		135,5	389,8	40,4	-	211	61	199	80	80	207	7,5	68	33,6	6,50

FONTE: Autora (2010)

5.2.4.1 Avaliação dos Valores Obtidos para DQO

A partir dos resultados apresentados na Tabela 5.17, elaborou-se a Figura 5.39, que apresenta graficamente a variação dos resultados das determinações de DQO obtidas durante os testes de jarros na ETE A.

Os valores pesquisados de DQO e apresentados na Figura 5.39, com leitura na escala à esquerda do eixo Y foram:

- DQO Antes Cl: amostra isenta de cloro coletada na saída dos reatores anaeróbios para avaliação da influência da cloração nos valores de DQO das etapas seguintes;
- DQO Afluente FAD: da amostra coletada na entrada do sistema FAD, à jusante do ponto de aplicação de cloro tomou-se uma amostra parcial para determinação da DQO;
- DQO Cuba escolhida: após a realização do teste de jarros foi escolhida uma das cubas como sendo o melhor resultado e tomada uma amostra parcial para determinação da DQO;
- DQO Efluente FAD: determinação do valor de DQO no efluente da FAD em escala real.

Além dos valores obtidos para DQO, estão indicados na Figura 5.39 os valores utilizados de dosagem de cloreto férrico escolhidas no teste de jarros e aplicadas em escala real, com leitura na escala à direita do eixo Y.

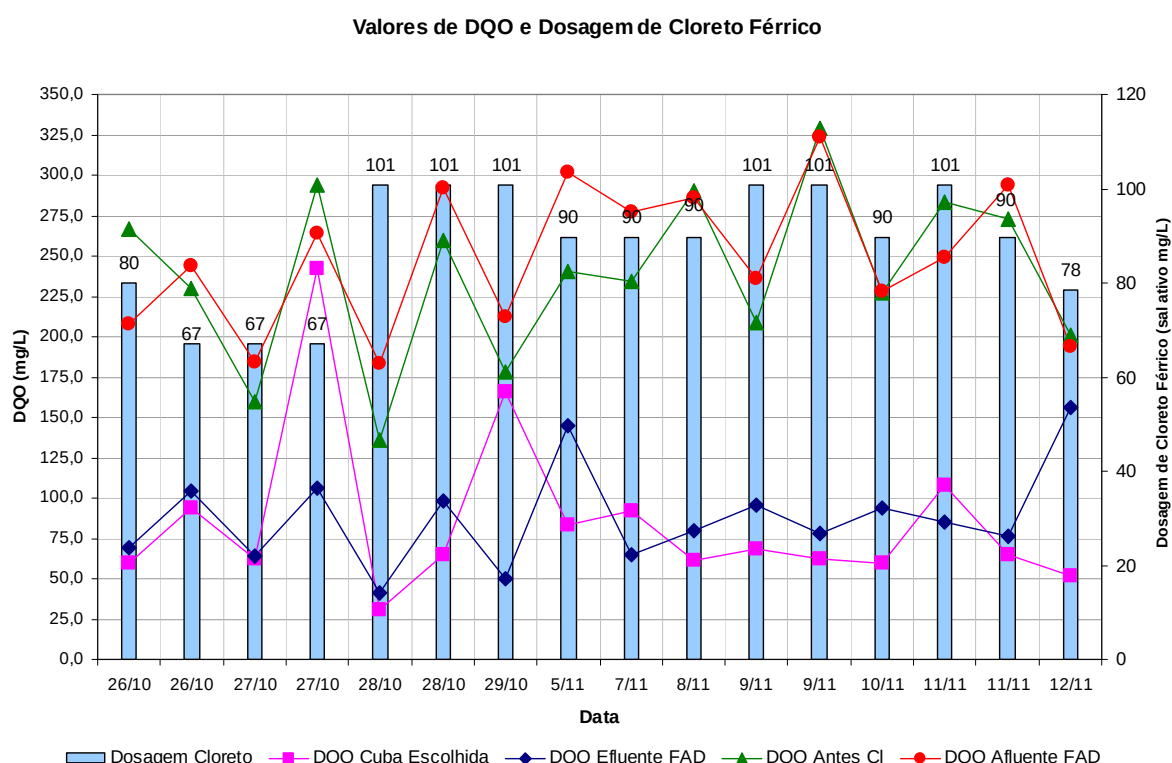


FIGURA 5.39 - GRÁFICO DE RESULTADOS DOS TESTES DE JARROS NA ETE A – VALORES DE DQO DO EFLUENTE DOS REATORES ANTES DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO, DO AFLUENTE E DO EFLUENTE À FAD E DA CUBA ESCOLHIDA PARA A APLICAÇÃO DE SAL DE CLORETO FÉRRICO EM ESCALA REAL
 FONTE: AUTORA (2010).

Para análise da influência da aplicação de cloro gasoso nos valores resultantes de DQO na entrada da FAD, foram coletadas amostras em local à montante da aplicação do cloro, na canaleta de saída dos reatores anaeróbios.

A Tabela 5.18 apresenta a data da coleta, os valores de DQO obtidos nas amostras à montante do ponto de aplicação de cloro, a dosagem de cloro gasoso aplicada no momento da coleta e os valores de DQO do afluente à FAD.

A última coluna da Tabela 5.18 apresenta os valores percentuais calculados entre os valores de DQO obtidos à montante e à jusante do ponto de aplicação de cloro, sendo esta coluna ordenada em valores crescentes da primeira a última linha a partir dos maiores valores negativos, quando a aplicação do produto aumentou o valor da DQO no efluente, até os maiores valores positivos, quando a influência da aplicação de cloro reduziu o valor da DQO durante o processo.

TABELA 5.18 – INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO NO AFLUENTE A FAD

Data	DQO Antes Cl (mg/L)	Dos. Cloro Gás (kg/h)	DQO Afl. FAD (mg/L)	Influência do Cloro entre DQO's (%)
28/10	136	8,8	183	-34,56
5/11	240	17,0	302	-25,83
29/10	178	16,0	212	-19,10
7/11	234	10,0	277	-18,38
27/10	160	12,5	184	-15,00
9/11	209	6,9	236	-12,92
28/10	260	15,0	292	-12,31
11/11	273	7,5	294	-7,69
26/10	230	17,5	244	-6,09
10/11	227	7,5	228	-0,44
8/11	290	7,5	286	1,38
9/11	329	7,0	324	1,52
12/11	201	7,5	194	3,48
27/10	294	17,5	264	10,20
11/11	283	5,6	249	12,01
26/10	267	17,5	208	22,10
MED	238,2	11,3	248,6	-6,35
MAX	329,0	17,5	324,0	22,10
MIN	136,0	5,6	183,0	-34,56
DESV. PADR.	52,4	4,6	44,7	14,86

FONTE: Autora (2010)

Observa-se através da Tabela 5.18 que os valores percentuais da influência da aplicação do cloro gasoso variaram em ampla faixa, desde o mínimo de -34,56% até o máximo de 22,10%. Entretanto, dentre os dezesseis resultados obtidos, em dez a variação aumentou o valor da DQO, ou seja, em aproximadamente 63% dos resultados. Nos demais houve a redução da DQO.

Quanto à quantidade de cloro gasoso aplicado, coincidiram em sete dos dez resultados com variação negativa, valores de dosagem acima da média de 11,33 kg/h, o que corresponde a 70% dos resultados.

Da mesma maneira, os resultados com variação positiva coincidiram em 70% dos valores com as menores dosagens de aplicação de cloro gasoso.

A Figura 5.40 apresenta graficamente os resultados apresentados na Tabela 5.18.

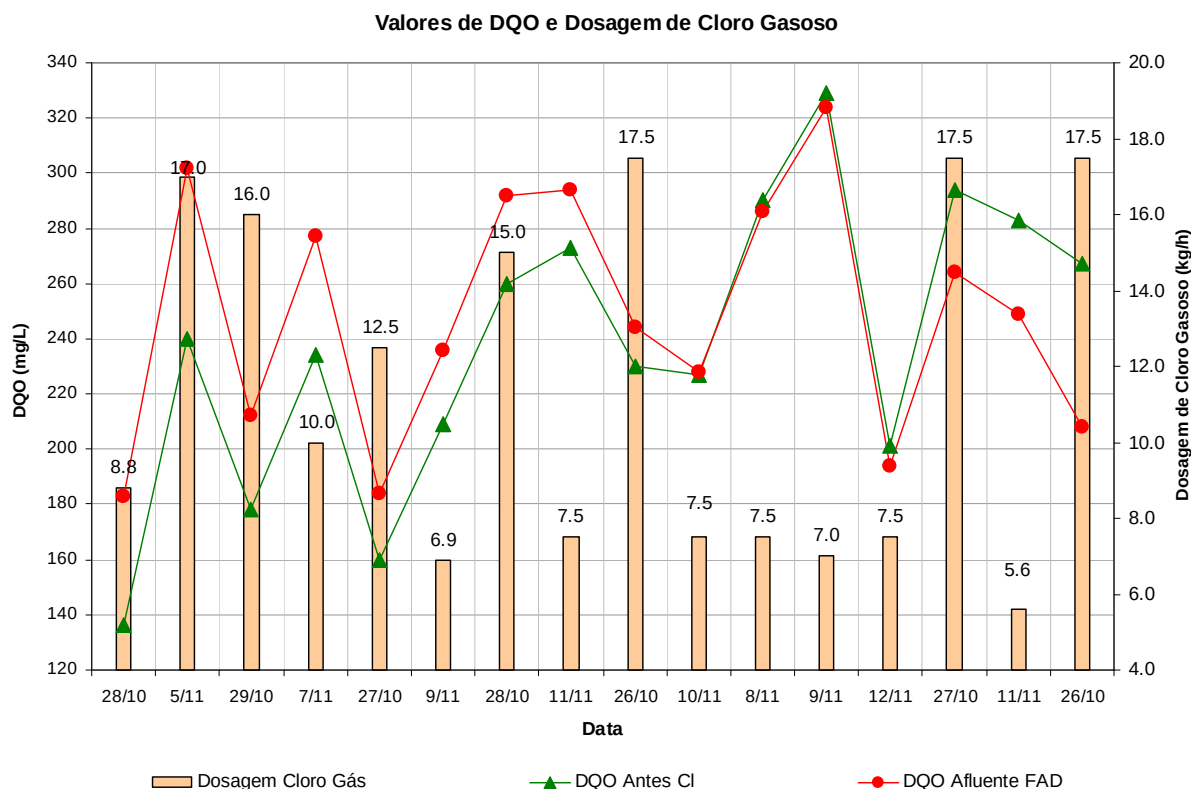


FIGURA 5.40 - GRÁFICO DE RESULTADOS DOS TESTES DE JARROS NA ETE A – VALORES DE DQO DO EFLUENTE DOS REATORES ANTES DA APLICAÇÃO DO CLORO GASOSO, DO AFLUENTE E DO EFLUENTE À FAD E DA CUBA ESCOLHIDA PARA A APLICAÇÃO DE CLORETO FÉRRICO EM ESCALA REAL
 FONTE: AUTORA (2010).

Podem ser visualizados na Figura 5.40 os resultados das determinações de DQO nos pontos à montante a jusante da aplicação de cloro, com leitura na escala da esquerda do eixo Y. Na escala da direita do eixo Y podem ser lidos os valores utilizados para aplicação do cloro gasoso no efluente, em kg/h.

O gráfico foi construído utilizando as informações distribuídas em ordem crescente referente à variação da influência do cloro gasoso nas determinações de DQO, sendo também indicadas as datas das amostragens no eixo X.

Os resultados encontrados são coerentes já que a aplicação de cloro demanda quimicamente o oxigênio, aumentando os valores da DQO. O objetivo da aplicação do cloro no efluente dos reatores é diminuir a emissão de gases odoríferos, principalmente devido à presença de gás sulfídrico.

O cloro mostrou-se muito eficaz para esse fim, porém quando a dosagem de aplicação de cloro gasoso é alta, além da reação com os sulfetos do meio líquido também ocorre formação de cloraminas, consumindo o oxigênio eventualmente presente, gerando aumento de DQO.

Observou-se que ao reduzir a aplicação de cloro gasoso, a maior parte do cloro reage com os sulfetos, sem residual para reação com oxigênio, portanto há redução da DQO entre os pontos amostrados.

5.2.4.2 Construção da Curva Característica

Para a construção da Curva Característica do processo FAD da ETE A foram considerados os resultados apresentados na Tabela 5.17, obtidos através de uma série de experimentos de bancada do tipo teste de jarros, conforme já detalhado em itens anteriores.

Os resultados apresentados na Tabela 5.19 foram agrupados de acordo com a dosagem de cloreto férrico aplicada na FAD, de maneira a gerar as curvas características para cada dosagem utilizada na ETE.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2002), independente do tipo de unidade de flotação, são diversos os efeitos negativos que podem ocorrer em escala real para reduzir a eficiência do processo, em destaque pelos autores e que se aplicam à flotação são os curto-circuitos hidráulicos, ação de ventos, formação de correntes de origem térmica ou de densidade, equipamento e método inadequado de extração de lodo, entre outros.

Considerando que a realização dos testes de jarros ocorre em condições de laboratório, com mistura ideal e controle das condições operacionais, em frascos limpos sem incrustações ou resíduos de produtos coagulantes, mistura completa e homogênea, com possibilidade de obtenção de amostras sem arraste de sólidos, espera-se que os resultados de DQO das amostras das cubas, quando comparadas com os resultados de DQO das amostras obtidas em escala real resultem em valores menores, ou seja, com eficiência de remoção de DQO maiores em bancada do que em planta.

Portanto, os conjuntos de resultados da Tabela 5.19 de números 5, 6, 11 e 16 foram excluídos do universo de dados para a construção das curvas características, já que resultaram em valores de DQO na planta menores que os obtidos no laboratório. Já o resultado de número 12 foi excluído devido à grande diferença de valores encontrados, o que pode significar erro de leitura do resultado da DQO ou na amostragem.

TABELA 5.19 – RESULTADOS UTILIZADOS PARA CONSTRUÇÃO DA CURVA CARACTERÍSTICA DO PROCESSO FAD DA ETE A

Data	DQO Afluente FAD (mg/L)	DQO Cuba Escolhida (mg/L)	DQO Efluente FAD (mg/L)	Incremento DQO Efl. FAD x DQO Cuba Escolhida (%)	Dosagem Escolhida		Vazão Afluente à FAD (L/s)
					Solução (mg/L)	Sal (mg/L)	
1 28/10	183	31	41	32%	252	101	134
2 09/11	236	68	96	41%	252	101	202
3 28/10	292	65	98	51%	252	101	137
4 28/10	324	62	78	26%	252	101	178
5 11/11	249	108	85	-21%	252	101	156
6 29/10	212	166	50	-70%	252	101	176
7 10/11	228	60	94	57%	224	90	147
8 08/11	286	61	80	31%	224	90	137
9 11/11	294	65	76	17%	224	90	159
10 05/11	302	83	145	75%	224	90	140
11 07/11	277	92	65	-29%	224	90	139
12 12/11	194	52	156	200%	196	78	359
13 26/10	208	60	69	15%	196	78	108
14 27/10	184	62	64	3%	168	67	122
15 26/10	244	94	104	11%	168	67	136
16 27/10	264	242	106	-56%	168	67	132
Média (valores válidos)	257,3	65,1	87,6	34%	-	-	160,1

FONTE: Autora (2010)

Além disso, para transferências das condições operacionais da FAD na planta para o equipamento de teste deverão ser observadas as variações de vazões afluentes, já que estas alteram totalmente as condições hidráulicas da mistura rápida e da floculação.

A Figura 5.41 apresenta as curvas características para o sistema FAD da ETE A para as dosagens de cloreto férrico 252, 224, 196 e 168 mg/L de solução de cloreto ou 101, 90, 78 e 67 mg/L de sal de cloreto respectivamente.

Foram plotadas duas curvas para cada dosagem de cloreto férrico, sendo uma com os resultados dos testes de bancada e outra para escala real em planta.

O gráfico foi construído marcando-se no eixo X os resultados das amostras do afluente à FAD, sendo iguais para as curvas dos ensaios de bancada e para as curvas da planta (escala real). No eixo Y foram marcados os resultados de DQO das amostras da cuba escolhida (bancada) e os resultados das amostras do efluente da FAD (planta).

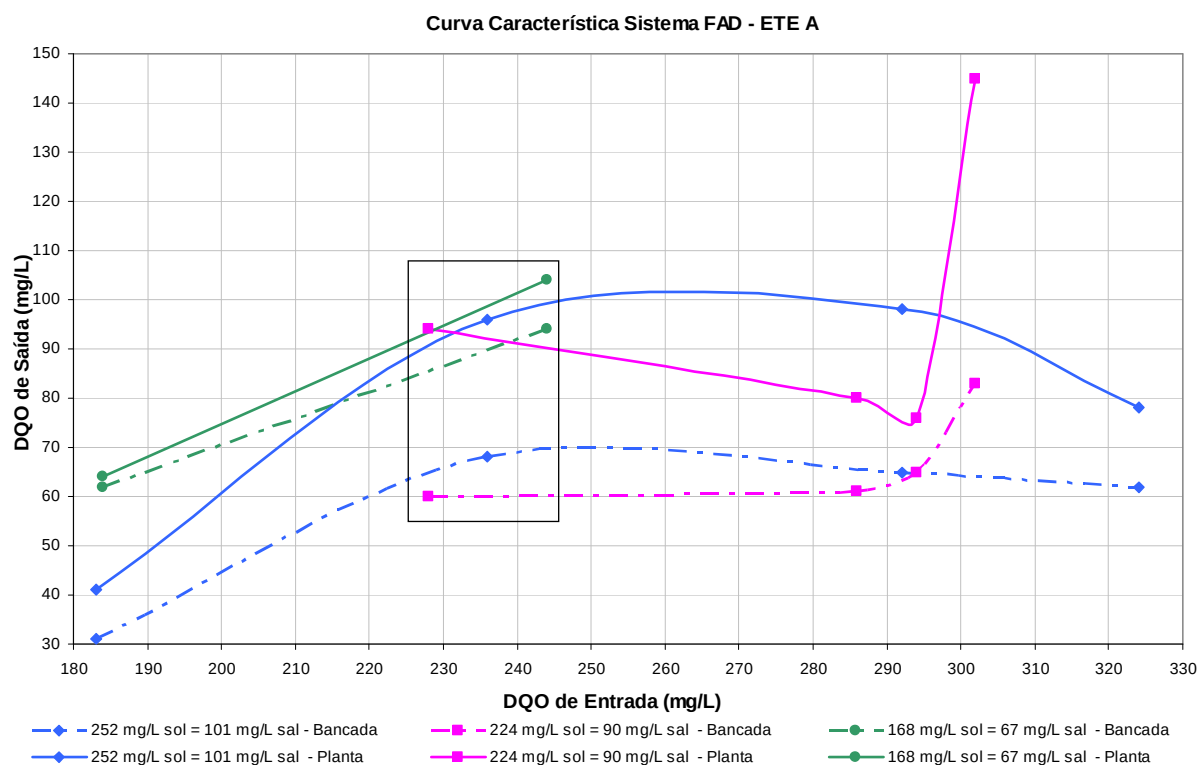


FIGURA 5.41 - GRÁFICO DE CURVAS CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA FAD
FONTES: AUTORA (2010).

Através das curvas apresentadas no gráfico da Figura 5.41 é possível avaliar, a partir do valor da DQO de entrada na FAD, se a dosagem de cloreto férrico aplicada proporcionará como resultado o efluente com a qualidade desejada para lançamento no corpo receptor.

Como exemplo, se a DQO de entrada na FAD for de 240 mg/L, ao se traçar uma linha vertical paralela ao eixo Y a partir desse valor em X, tem-se o cruzamento com seis curvas, sendo duas para cada dosagem (101, 90 e 67 mg/L de sal ativo).

O valor de DQO do efluente exigido na licença operacional é de 225 mg/L ou menos. Os valores de DQO resultantes são de aproximadamente 97, 91 e 100 mg/L respectivamente para dosagens em planta de 101, 90 e 67 mg/L de sal ativo de cloreto férrico, o que atende ao padrão de lançamento.

Tendo em vista a necessidade ambiental e financeira de utilizar a menor dosagem possível de produtos químicos no processo, pode-se aplicar a menor dosagem utilizada, igual a 168 mg/L de solução de cloreto ou 67 mg/L de sal de cloreto, prevendo-se através das curvas características que o valor de DQO do efluente da FAD será da ordem de 100 mg/L.

5.3 RESUMO DOS RESULTADOS

Neste item serão apresentados os resumos dos resultados obtidos neste estudo. Os resultados são apresentados em termos dos valores médios e desvios padrão.

A Tabela 5.20 apresenta resumidamente os valores médios e desvios padrão das condições gerais encontradas na ETE A, tais como temperatura ambiente, vazões afluentes, vazões de recirculação e pressões de saturação da FAD, além das dosagens de aplicação de cloro gasoso e coagulante. Também são apresentadas as características médias do afluente e do efluente da FAD, bem como das eficiências de remoção dos constituintes DQO, DBO Total, DBO Solúvel, Fósforo Total, Sulfetos e Turbidez resultantes para a FAD da ETE A e os valores relativos às dosagens de coagulantes aplicados na FAD.

TABELA 5.20 – RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DO PROCESSO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO - MÉDIA E DESVIO PADRÃO

PARÂMETRO	AFLUENTE			EFLUENTE			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO			DOSAGEM DE CLORETO FÉRRICO (mg/l)					
										Solução Comercial			Sal Ativo		
	Média	±	Desvio Padrão	Média	±	Desvio Padrão	Média	±	Desvio Padrão	Média	±	Desvio Padrão	Média	±	Desvio Padrão
TEMPERATURA AMBIENTE (°C)	15,70	±	3,30												
VAZÃO AFLUENTE À ETE (L/s)	386,90	±	74,80												
VAZÃO AFLUENTE À FAD (L/s)	122,00	±	26,10												
COLORÍMETRO (kg/h)	17,60	±	6,80												
VAZÃO RECIRCULAÇÃO (L/s)	36,60	±	6,00												
PRESSÃO SATURAÇÃO (bar)	5,30	±	0,70												
DQO (mg/L)	220,95	±	70,78	94,35	±	45,31	57,61	±	12,88	174,30	±	33,50	69,72	±	13,40
DBO Total (mg/L)	67,06	±	32,19	25,63	±	17,26	60,85	±	13,28	179,29	±	34,28	71,72	±	13,71
DBO Solúvel (mg/L)	33,47	±	19,30	18,58	±	15,50	37,93	±	30,82	175,28	±	32,55	70,11	±	13,02
FÓSFORO TOTAL (mg/L)	5,70	±	2,10	3,13	±	2,32	50,21	±	27,62	168,14	±	22,58	67,26	±	9,03
SULFETOS (mg/L)	4,60	±	2,00	2,32	±	0,59	48,57	±	12,70	175,28	±	31,90	70,11	±	12,76
TURBIDEZ (UNT)	86,60	±	28,70	65,15	±	41,25	33,96	±	20,73	178,53	±	29,39	71,41	±	11,76
pH	7,06	±	0,23	6,87	±	0,19									
TEMPERATURA (°C)	14,40	±	3,00	14,61	±	3,07									
ALCALINIDADE (mg/L)	208,30	±	35,60	162,38	±	28,42									
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mL/L)	0,70	±	0,40	0,29	±	0,25									

FONTE: Autora (2010)

6 CONCLUSÃO

Do desenvolvimento da pesquisa pode-se concluir que:

Os dados operacionais das estações de tratamento forneceram dados para avaliação das eficiências de remoção de DQO e DBO Total.

Para a ETE A, durante os meses de operação em 2010, foram alcançadas eficiências de remoção de DQO da ordem de 25% e de DBO Total de 26%. Quando comparados aos valores das eficiências obtidas na elaboração deste trabalho, da ordem de 58 e 61%, respectivamente para DQO e DBO Total, são indicativos da evolução obtida na operação do processo desde a sua implantação inicial, demonstrando que após os ajustes necessários a operação da FAD apresentou melhores desempenhos.

Em relação aos aspectos de controle operacional, a implantação da planilha de controle proposta neste trabalho, a realização dos testes de jarros para o acompanhamento e calibração das dosagens de produtos químicos e a elaboração das curvas características, são ferramentas que possibilitarão que a gestão do processo seja realizada de forma mais efetiva.

É importante que todos os operadores das estações com FAD sejam treinados para a realização dos ensaios de bancada e utilização da curva característica.

Essa rotina operacional fornece segurança durante a operação, economia na utilização dos produtos químicos e obtenção de efluente com as características necessárias para o lançamento nos corpos d'água receptores dentro do exigido pela legislação ambiental.

Além disso, a implementação da coleta de dados padronizada, de acordo com o proposto neste trabalho, permite a formação de um banco de dados das ETES estudadas, dá apoio ao controle da operação possibilitando a análise global do processo e a correção dos desvios que eventualmente se apresentarem.

Com relação à avaliação da eficiência os resultados obtidos foram os seguintes:

- as eficiências médias de remoção foram: para DQO de 58% com dosagem de sal ativo de cloreto de 70 mg/L; para DBO Total de 61% com 72 mg/L de sal ativo de cloreto; para DBO Solúvel de 38% com 70 mg/L de sal ativo de cloreto; para

Fósforo Total de 50 mg/L com 67 mg/L de sal ativo de cloreto; para Sulfetos de 48% com 70 mg/L de sal ativo de cloreto e para Turbidez de 34 mg/L com 71 mg/L de sal ativo de cloreto.

- os parâmetros de entrada da FAD foram: DQO de 221 mg/L; DBO Total de 67 mg/L; DBO Solúvel de 33 mg/L; Fósforo Total de 5,70 mg/L; Sulfetos de 4,60 mg/L, Turbidez de 86,60 UNT; pH 7,06; alcalinidade 208,30 mg/L, sólidos sedimentáveis de 0,70 mL/L, vazão da FAD de 122,00 L/s, vazão de recirculação de 36,60 L/s, pressão de saturação de ar de 5,30 bar e dosagem de cloro gasoso de 17,60 kg/h.

- os parâmetros de saída da FAD foram: DQO de 94 mg/L; DBO Total de 26 mg/L; DBO Solúvel de 18 mg/L; Fósforo Total de 3,13 mg/L; Sulfetos de 2,32 mg/L, Turbidez de 65,15 UNT; pH 6,87; alcalinidade 162,38 mg/L e sólidos sedimentáveis de 0,29 mL/L.

Os parâmetros limites de DQO, DBO Total e sólidos sedimentáveis têm seus limites estabelecidos na licença ambiental de operação da ETE, sendo respectivamente de 225 mg/L, 90 mg/L e 1,0 mL/L.

Conclui-se que a ETE A ultrapassou os limites de lançamento para a qualidade do efluente em termos de fósforo total e sulfetos.

As eficiências obtidas na estação não alcançaram os valores previstos na literatura para remoção de DQO e DBO Total, porém a qualidade esperada foi atingida com relação a esses constituintes.

Com relação à avaliação da interdependência entre os resultados de eficiência e os parâmetros do processo e das características do esgoto afluyente à FAD, pode-se concluir que:

- o processo FAD apresenta alta eficiência na remoção de sulfetos, tendo sido verificado que a remoção deste constituinte é aumentada com as maiores concentrações de sulfetos afluentes à FAD;

- para o sistema FAD da ETE A, evidenciou-se que a utilização de pressões de saturação de ar elevadas melhoram o desempenho para remoção de todos os constituintes, embora elevem o custo do processo com energia elétrica. Para o processo FAD o maior fornecimento de ar é essencial para obtenção de melhores resultados. Para a ETE A recomenda-se operar com pressão mínima de 5,5 bar;

- através dos resultados deste trabalho, conclui-se que mediante uma concentração de sulfetos acima de 4,0 mg/L, combinada com concentrações de sólidos sedimentáveis superiores a 1,0 mL/L no afluente à FAD, para obtenção de uma mesma eficiência de remoção de DQO e DBO Total é necessária a aplicação de maiores dosagens de coagulantes, da ordem de 20 a 35%.

Baseado nos resultados obtidos no trabalho, com relação à dosagem de cloreto férrico, pode-se afirmar que para a ETE A ocorreu aumento da eficiência de remoção de DQO e DBO Total com a diminuição da dosagem aplicada do coagulante, portanto a dosagem aplicada deve ser reavaliada pela área operacional da ETE.

A média das melhores eficiências alcançadas para remoção de DQO foi de 67% para uma dosagem média de 162 mg/L de solução comercial, equivalente a 65 mg/L de sal ativo. A média geral da eficiência alcançada neste constituinte, conforme apresentado na Tabela 5.20, foi de 58% para uma dosagem média de 174 mg/L e solução comercial, equivalente a 70 mg/L de sal ativo.

Para remoção de DBO Total, a média das melhores eficiências alcançadas foi de 68% para uma dosagem média de 173 mg/L de solução comercial, equivalente a 69 mg/L de sal ativo. A média geral da eficiência alcançada neste constituinte, conforme apresentado na Tabela 5.20, foi de 63% para uma dosagem média de 179 mg/L e solução comercial, equivalente a 71 mg/L de sal ativo.

Diante dos resultados conclui-se que a dosagem de cloreto férrico na ETE A pode ser reduzida com relação ao efetivamente aplicado no período de elaboração deste trabalho. A qualidade do afluente à ETE, e conseqüentemente à FAD, o qual se encontrava bastante diluído com relação aos dois parâmetros principais de carga orgânica, é o fator que contribui para a possibilidade de economia de produto químico.

Através dos resultados obtidos para o afluente da FAD da ETE A, observou-se que durante 50% do tempo para DQO e 75% para DBO os parâmetros de lançamento da licença ambiental foram atingidos já na etapa de tratamento anaeróbio, não havendo a necessidade de utilizar o pós-tratamento.

Concluiu-se pela oportunidade de monitoramento da ETE com relação aos parâmetros principais das exigências legais de lançamento, de maneira a evitar o pós-tratamento do efluente dos reatores anaeróbios desnecessariamente. A

operação continuada da FAD implica em gastos financeiros com produtos químicos e energia elétrica, bem como na preservação do corpo receptor.

Como sugestão, os operadores da estação podem monitorar os valores de DQO do afluente aos reatores anaeróbios, que operam com tempo de detenção médio do esgoto de 8 horas. Como a análise de DQO é relativamente rápida, com possibilidade de obtenção dos resultados em até 3 horas, pode-se prever com uma antecedência aproximada de 5 horas quando será necessário utilizar o pós-tratamento e quando é possível lançar no corpo receptor diretamente o efluente dos reatores.

Além disso, caso a FAD venha a complementar o processo de tratamento, a curva característica do teste de jarros encontra aqui uma excelente oportunidade de aplicação.

Com relação à investigação sobre a eficiência de remoção específica de DBO Solúvel no processo FAD, foi obtido o valor remanescente médio de 18 mg/L.

Mediante o resultado pode-se concluir que a eficiência de remoção de carga orgânica esbarra nos valores remanescentes da DBO Solúvel, limitando a qualidade do efluente que pode ser obtida. Através dos resultados deste trabalho, comprovou-se, em escala real de operação, que a remoção de DBO Solúvel é muito menos eficiente na FAD do que a remoção de DQO e DBO Total e que os valores remanescentes deverão ser observados quando da adoção deste tipo de processo para efluentes que necessitem alcançar menores valores de DBO para lançamento.

A verificação da interferência da aplicação de cloro gasoso para o controle de maus odores na ETE, com aplicação à montante da FAD, indicou que este procedimento favorece a eficiência de remoção de todos os constituintes, com exceção dos sulfetos. Conclui-se que a cloração do efluente dos reatores oxida os sulfetos presentes, formados no processo de digestão anaeróbia, evitando a sua chegada na câmara de mistura rápida da FAD. Dessa forma, o coagulante cloreto férrico é melhor utilizado para as reações de coagulação, fundamentais para o processo.

Implantando-se os testes de bancada na rotina de operação da ETE será possível aferir se o método proposto é eficiente para o fim a que se destina. Cada curva característica, de acordo com a dosagem de cloreto férrico adotada no teste de jarros e aplicada na planta, deve ser incrementada com os resultados obtidos na

estação, incluindo-se outros pontos de DQO bem como outros resultados tais como turbidez, pH e sólidos sedimentáveis.

A criação da curva característica é uma ferramenta de uso prático, sendo que os operadores da ETE podem, com rapidez, determinar qual a dosagem de coagulante deverá ser aplicada na FAD a partir do resultado de testes de DQO para amostras da entrada do processo e do melhor resultado obtido no teste de jarros.

Sendo de conhecimento dos operadores os valores de DQO afluentes à FAD, estes poderão entrar com os dados no gráfico das curvas características e obter as menores dosagens necessárias para obtenção do efluente com qualidade adequada e suficiente para lançamento no corpo receptor. Ressalta-se que deverão ser monitorados também os valores de DBO Total do efluente, para que estejam em acordo com os padrões exigidos na licença de operação da ETE.

Os resultados obtidos mostraram que para o sistema FAD funcionar com eficiência, é necessário também avaliar as etapas de tratamento a montante da FAD. A garantia do bom funcionamento do sistema depende das etapas anteriores como gradeamento e desarenação do esgoto bruto afluente à ETE, bem como do controle dos descartes de lodo dos reatores anaeróbios.

Os resultados e conclusões apresentadas retratam a realidade operacional vivenciada atualmente na estação de tratamento objeto deste trabalho, embora não traduzam o potencial que a tecnologia FAD possa alcançar, cujo desempenho futuro pode ser superior ao apresentado no momento.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se:

- avaliação do desempenho do coagulante WS frente ao cloreto férrico, através da realização de mais amostragens, de maneira a obter amostras similares em relação à qualidade do efluente à FAD bem como nas dosagens aplicadas. Além disto, deverão ser avaliados os custos de cada produto frente às eficiências obtidas para conclusão de qual produto é mais interessante sob os pontos de vista operacional e econômico;
- elaboração de curvas características da FAD em outras estações, com a geração de curvas para todas as dosagens de coagulante utilizadas para aferição da eficiência do método proposto;
- incrementar as curvas características com outros resultados tais como turbidez, pH e sólidos sedimentáveis;
- estudar desempenho da FAD com uso de polímeros como auxiliares de coagulação;
- realizar os estudos de bancada com uso de equipamento flotatestes, específico para processos FAD, os quais possibilitam a otimização dos parâmetros de mistura rápida e floculação para diferentes valores de velocidade ascensional e outros inerentes à pressurização da água de recirculação.

REFERÊNCIAS

- ABREU, N.R., SANTOS, L.V.S., VASCONCELOS, O.M.S.R. **Avaliação da Interferência da Concentração de Cloretos na Determinação de DQO com Redução de Mercúrio – Hg em Dejetos de Suinocultura**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2007.
- AISSE, M.M., JÜRGENSEN, D., REALI, M.A.P., PENETRA, R.G., FLORÊNCIO, L., ALEM SOBRINHO, P. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Flotação. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. [s.n.], 2001a. p.333-374. Projeto PROSAB.
- AISSE, M.M., JÜRGENSEN, D., LOBATO, M.B., ALÉM SOBRINHO, P. **Avaliação do Sistema Reator RALF e Flotação por Ar Dissolvido no Tratamento de Esgoto Sanitário**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2001b.
- AISSE, M.M. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios** (Volume I). 284 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ALEM SOBRINHO, P., JORDÃO, E.P. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Uma Análise Crítica. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. [s.n.], 2001. p.491-512. Projeto PROSAB.
- ALVES, H.B., MOCHIDA, G.A., CRUZ, G.J.G., DUMA, M., GOMES, C.S. **Precipitação Química e Cloração para Combate a Maus Odores em Estações de Tratamento de Esgoto Anaeróbios**. Revista Sanare, Curitiba, v. 21, n. 21, p. 19-32, jan./jul. 2004.
- AQUINO, S.F., SILVA, S.Q., CHERNICHARO, C.A.L. **Considerações Práticas sobre o Teste de Demanda Química de Oxigênio (DQO) Aplicado a Análise de Efluentes Anaeróbios**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 295-304, out/dez 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992.
- AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21th Edition, Washington, 2005.
- BASTOS, R.K.X, OLIVEIRA, D.C., FREITAS, A.G., NASCIMENTO, L.E. **Avaliação de Desempenho de uma Estação de Tratamento de Água antes e depois de Intervenções de Melhoria**. Congresso AIDIS, XXX, Montevideo – Uruguai, 2006. Anais Eletrônicos. 8p.
- BELLI FILHO, P., COSTA, R.H.R., GONÇALVES, R.F., CORAUCCI FILHO, B., LISBOA, H.M. Tratamento de Odores em Sistemas de Esgotos Sanitários. In:

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. [s.n.], 2001. p.455-488. Projeto PROSAB.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art.1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da República Federal do Brasil**, Brasília, 9 de janeiro de 1997.

BRAGA, B. **A Crise Energética e os Conflitos de Uso da Água no Brasil**. Agência Nacional de Águas, 2002. <http://www.ana.gov.br/SalaImprensa/artigos/art5.asp>. Acessado em 08/11/2010.

CAMPOS, J.R.; PEREIRA, J.A.R. Reator Anaeróbio de leito Fluidificado. In: CAMPOS, J.R. (Coord.) **Tratamento de Esgoto Sanitário por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. [s.1.: s.n.], 1999. p.155-196. Projeto PROSAB.

CAMPOS, J.R.; REALI, M.A.P.; DOMBROSKI, S.A.G.; MARCHETTO, M.; LIMA, M.R.A. **Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN HAANDEL, A.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J.R. (Coord.) **Tratamento de Esgoto Sanitário por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. [s.1.: s.n.], 1999. p.155-198. Projeto PROSAB.

CHERNICHARO, C.A.L., DANIEL, L.A., SENS, M., CORAUCCI FILHO, B. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Desinfecção. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. [s.n.], 2001a. p.377-453. Projeto PROSAB.

CHERNICHARO, C.A.L., VAN HAANDEL, A.C., FORESTI, E., CYBIS, F. Introdução. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. [s.n.], 2001b. p.19-34. Projeto PROSAB.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol. 5**. Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2ª Edição, 2007.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de março de 2005.

CONSÓRCIO PARANASAN. **Relatório Técnico do Projeto ETE “ “**. Sanepar, 2001.

COSTANZI, R.N.; DANIEL, L.A. **Estudo de Tratamento dos Efluentes de uma Fabrica de Papel para Imprimir Visando o Reuso por Flotação e Sedimentação.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3/4, p. 156-160, jul./out. 2002.

CRESPO, P.G. **Manual de Projeto de Estações de Tratamento de Esgotos.** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

DACACH, N.G. **Tratamento Primário de Esgoto.** Rio de Janeiro. Edição Didática e Científica, 1991.

DI BERNARDO, L.D.; BERNARDO, A.D., CEUNTRIONE FILHO, P.L. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.** São Carlos: Editora RiMa, 2002.

DI BERNARDO, L.; BOTARI, A., NICIURA, C.L., SANTOS, D.C.G., SOUZA, F.G.C., PAZ, L.P.S., CUNHA, M.C., SANTOS, P.I.A. **Parâmetros de Projeto de Unidades de Floculação de Estações de Tratamento de Água a Partir de Ensaio em Equipamentos de Jarrest.** 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2003a.

DI BERNARDO, L.; MENDES, C.G.N.; BRANDÃO, C.C.S; SENS, M.L.; PÁDUA, V.L. Acondicionamento da Água para Filtração Direta. In: BERNARDO, L.D. (Coord.) **Tratamento da Água para Abastecimento por Filtração Direta.** [s.l.: s.n.], 2003b. p.113-154. Projeto PROSAB.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** São Carlos: Editora RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; PAZ, L.P.S. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água.** São Carlos: Editora LDiBe Ltda, 2008.

FIGUEIREDO, I.C., JORDÃO, E.P., VOLSCHAN JÚNIOR, I., DEZOTTI, M., AZEVEDO, J.P.S. **Desempenho de Produtos Químicos no Processo Cept: Teste de Jarro e Escala Piloto.** 23º Congresso ABES, Mato Grosso do Sul, 2005.

FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R.K.X; AISSE, M.M. **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FORESTI, E., FLORÊNCIO, L., VAN HAANDEL, A., ZAIAT, M., CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Coord.) **Tratamento de Esgoto Sanitário por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** [s.l.: s.n.], 1999. p.29-51. Projeto PROSAB.

FORSTER, C.F. **Biotechnology and wastewater Treatment.** New York. Cambridge University Press, 1985.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 5ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

JURGENSEN, D. **Relatório Técnico do Projeto ETE** “ “. Sanepar, 1994.

LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P.; DE ZEEUW, W.; POL, L.H.; VAN HELSEN, L.; HOBMA, S.; ZEEMAN, G. **Anaerobic treatment of sewage and low strength waste waters. Livro: Anaerobic Digestion**. 2º Simpósio Internacional em Digestão Anaeróbia. Travemund, 1981.

LUDUVICE, M.L., PINTO, M.A.T., NEDER, K.D. **Controle de Odores em Estações de Tratamento de Esgotos**. 19º Congresso ABES, Foz do Iguaçu, 1997.

MCCARTY, L.P. **One hundred years of anaerobic treatment. Livro: Anaerobic Digestion**. 2º Simpósio Internacional em Digestão Anaeróbia. Travemund, 1981.

MCGHEE, T.J., **Water Supply and Sewerage**, McGraw-Hill, 6ª ed. 1991.

MENZEL, U.B. **Apostila do Curso de Tecnologia Industrial de Água e Efluentes**. Programa Internacional de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial (Edubras-Maui) da Universidade Federal do Paraná / Universitat Stuttgart / Senai-Pr. 2009.

METCALF&EDDY. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**, McGraw-Hill, 4ª ed. 2003.

MOTA, F.S.B.M; VON SPERLING, M. **Nutrientes de Esgoto Sanitário**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

OLIVEIRA, S.M.A.C, VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETES em Operação no País, Compreendendo Diversas Tecnologias. Parte 1 – Análise de Desempenho**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 10, nº4, p. 347-357, out./dez. 2005a.

OLIVEIRA, S.M.A.C, VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETES em Operação no País, Compreendendo Diversas Tecnologias. Parte 2 – Influência de Fatores de Projeto e Operação**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 10, nº4, p. 358-368, out./dez. 2005b.

PARANÁ. Lei Estadual nº 12.726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Paraná**, Curitiba, 29 de novembro de 1999.

PARANÁ. Decreto nº 4.646, de 31 de agosto de 2001. Dispõe sobre o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Paraná**, Curitiba, 31 de agosto de 2001.

PENETRA, R.G., REALI, M.A.P., CAMPOS, J.R. **Influência da Quantidade de Ar Fornecida no Pós-Tratamento por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios (UASB)**. 20º Congresso ABES, Rio de Janeiro, 1999.

PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro, ABES, 1982.

PINTO FILHO, A.C.T., BRANDÃO, C.C.S. **Avaliação do Potencial da Flotação por Ar Dissolvido como Pós-Tratamento para Efluentes de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente.** Congresso AIDIS, XXVII, Porto Alegre – Brasil, 2000. Anais Eletrônicos. 8p.

RICHTER, C.A., AZEVEDO NETTO, J.M. **Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada,** Editora Blucher, São Paulo, 1ª edição, 1991, reimp. 2007.

RICHTER, C.A. **Água – Métodos e Tecnologia de Tratamento,** Editora Blucher, São Paulo, 1ª edição, 2009.

SANTOS, H.R. **Coagulação/Precipitação de Efluentes de Reator Anaeróbio de Leito Expandido e de Sistema de Lodo Ativado Precedido de Reator UASB, com Remoção de Partículas por Sedimentação ou Flotação.** 331. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Resolução N° 021/09 – SEMA, de 22 de abril de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial do Paraná,** Curitiba, 30 de junho de 2009.

SCOUNCE, J.S. **Chlorine - Its Manufacture, Properties and Uses.** Reinhold Publishing Corporation, New York. 1962.

SINELLI, P.H., SILVA, S.M.C.P, ALÉM SOBRINHO, P. **Remoção de Fósforo de Efluente de Tratamento Anaeróbio por Processo Físico-Químico.** Congresso AIDIS, XXVIII, Cancun – Mexico, 2002. Anais Eletrônicos. 8p.

SOARES, W. **Relatório Técnico de Ensaios Experimentais na ETE Atuba Sul.** SudChemie do Brasil, 2009.

STUETZ, R., FRECHEN, F.B. **Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control.** IWA Publishing, London, UK. 2001.

Tecnologia: Flotação ganha adeptos. **Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente – BIO,** Brasil. Volume 11, n. 23, p.40-46, jul/set. 2002.

TESSELE, F., ROSA, J.J., SOUZA, M.L., RUBIO, J. **Avanços da Flotação no Tratamento de Águas e Efluentes.** Revista Saneamento Ambiental, São Paulo, n. 115, p. 38-45, jul./ago. 2005.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgoto em Regiões de Clima Quente,** Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A.C., MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado,** Epgraf, 1999.

VIGNERON, S.; HERMIA, J.; CHAOUKI, J. **Characterization and Control of Odours and VOC in the Process Industries**. Second International Symposium on Characterization and Control of Odours and VOC in the Process Industries. Elsevier, 1994.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol. 2**. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: Editora UFMG, 3ª Edição, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol. 4**. Lodos Ativados. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol. 1**. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: Editora UFMG, 3ª Edição, 2005.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climates Regions – Volume One**. IWA Publishing, London, UK. 2005a.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climates Regions – Volume Two**. IWA Publishing, London, UK. 2005b.

ANEXOS

ANEXO 1 - PLANILHA DE CONTROLE OPERACIONAL DOS FLOTADORES.....	175
ANEXO 2 - PLANILHA DE DADOS / RESULTADOS ETE A.....	177

ANEXO 1 - PLANILHA DE CONTROLE OPERACIONAL DOS FLOTADORES

DATA: ____/____/____

FLOTADOR 1

HORA	RASPADORES		TANQUE SATURAÇÃO			Pressão			Dos. FeCl ₃ ppm (mg/L)	Análises				HORÍMETRO	
	A	B	Pressão	Vazão	Alt coluna água	Bomba água saturada	Linha após tanque	Final linha		TURB	pH	Sól. SED. A	Sól. SED. B	COMPRESSOR AS 00:00	
00:00				l/s	cm									1	
02:00				l/s	cm									2	
04:00				l/s	cm									3	
06:00				l/s	cm									Lodo Flotado (m ³) às 00:00h	
08:00				l/s	cm									BB1	
10:00				l/s	cm									BB2	
12:00				l/s	cm									Análises eventuais:	
14:00				l/s	cm										
16:00				l/s	cm										
18:00				l/s	cm										
20:00				l/s	cm										
22:00				l/s	cm										

DATA: ____/____/____

FLOTADOR 2

HORA	RASPADORES		TANQUE SATURAÇÃO			Pressão			Dos. FeCl ₃ ppm (mg/L)	Análises				HORÍMETRO	
	A	B	Pressão	Vazão	Alt coluna água	Bomba água saturada	Linha após tanque	Final linha		TURB	pH	Sól. SED. A	Sól. SED. B	COMPRESSOR AS 00:00	
00:00				l/s	cm									1	
02:00				l/s	cm									2	
04:00				l/s	cm									3	
06:00				l/s	cm									Lodo Flotado (m ³) às 00:00h	
08:00				l/s	cm									BB1	
10:00				l/s	cm									BB2	
12:00				l/s	cm									Análises eventuais:	
14:00				l/s	cm										
16:00				l/s	cm										
18:00				l/s	cm										
20:00				l/s	cm										
22:00				l/s	cm										

Anotações diversas:

ANEXO 2 - PLANILHA DE DADOS / RESULTADOS ETE A

E T E A	DATA	HORA COLETA	TEMPO	T (°C)	Q ETE (L/s)	Q FAD (L/s)	Cloro Odores kg/h	DOSAGEM CLORETO			Qrecirc (L/s)	Pressão Sat (bar)	Nº AMOS TRA	TIPO	AFLUENTE FLOTADOR										Nº AMOS TRA	TIPO	EFLUENTE FLOTADOR										EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO					
								L/h	mg/L solução	mg/L sal					DQO (mg/L)	DBO TOT (mg/L)	DBO SOL (mg/L)	FÓSF TOT (mg/L)	SULF (mg/L)	TURB. (UNT)	pH	TEMP. (°C)	ALCALINI DADE (mg/L)	Sol. Sedim. (mL/L)			DQO (mg/L)	DBO TOT (mg/L)	DBO SOL (mg/L)	FÓSF TOT (mg/L)	SULF (mg/L)	TURB. (UNT)	pH	TEMP. (°C)	ALCALINI DADE (mg/L)	Sol. Sedim. (mL/L)	%DQO	%DBOt	%DBOs	%Fosf	%Sulf	%Turb
	29-7-10	4:10	nublado	16,1	265	83	28	31	145,25	58,10	40,5	5,5	1	Pont	234,4	80	54	1,85	4,2	99,2	6,68	17,9	214	0,6	2	Pont	77,6	23	13	1,53	2,6	39,2	6,61	18,1	154	0,1	66,89%	71,25%	75,93%	17,30%	38,10%	60,48%
	29-7-10	8:30	nublado	16,9	412	132	21	58	170,88	68,35	40,5	5,5	3	Pont	179,7	64	65	5,5	5,3	81,4	6,89	17,8	222	1	4	Pont	74	22	20	1,4	2,4	43,5	6,78	18,3	161	0,2	58,82%	65,63%	69,23%	74,55%	54,72%	46,56%
	31-7-10	4:00	nublado	15,4	278	86	30	35	158,27	63,31	40,7	5,5	5	Comp	184	27	14	6,27	4,06	77,7	6,74	18,9	216	0,7	6	Comp	90	13	14	1,57	2,85	55,8	6,6	18,7	163	0,2	51,09%	51,85%	0,00%	74,96%	29,80%	28,19%
	1-8-10	8:50	nublado	13,2	404	127	15	55	168,42	67,37	40,7	5,5	7	Comp	165	30	14	4,08	5,06	73,6	6,84	17,2	220	1,1	8	Comp	104	-	5	2,98	2,25	40,6	6,74	17,5	165	0,2	36,97%	-	64,29%	26,96%	55,53%	44,84%
	2-8-10	8:30	nublado	17,4	271	89	22	38	166,04	66,42	14,4	6,21	13	Comp	108,8	31	9	0	4,2	96,1	6,79	15,3	214	0,2	14	Comp	44,4	10	9	0	2	58,3	6,65	15,5	165	<0,1	59,19%	67,74%	0,00%	0,00%	52,38%	39,33%
	3-8-10	9:20	chuva	11,9	405	92	6	29	122,58	49,03	35	5,43	15	Pont	175,1	13	9	5,12	4,04	53,8	6,92	14,8	216	0,4	16	Pont	31,8	7	7	1,72	2,65	41,6	6,73	14,3	167	0,1	81,84%	46,15%	22,22%	66,41%	34,41%	22,68%
	3-8-10	11:15	nublado	12	452	146	19	52	138,51	55,40	39,1	6,13	17	Comp	112	70	31	2,34	2,63	47,3	7,35	10,8	151	0,2	18	Comp	36	0	7	0,45	1,63	10,3	6,98	10,7	121	<0,1	67,86%	100,00%	77,42%	80,77%	38,02%	78,22%
	8-8-10	8:20	bom	14,7	311	100	8	30	116,67	46,67	35,1	5,81	19	Comp	193,5	60	20	4,45	4,3	82	7,02	14,5	260,8	0,4	20	Comp	100,9	28	20	4,72	2,3	177	6,92	15	220,5	<0,1	47,86%	53,33%	0,00%	-6,07%	46,51%	-115,85%
	09-8-10	9:30	nublado	13,1	414	124	21	57	178,76	71,51	36,5	5,81	21	Comp	256,8	36	31	5,59	4,8	141	7,25	12,5	243,8	1,1	22	Comp	93,3	3	20	2,46	2	88,2	6,94	12,9	188,7	0,1	63,67%	91,67%	35,48%	55,99%	58,33%	37,45%
	10-8-10	7:20	nublado	13,1	427	148	17	73	191,82	76,73	36,7	5,5	27	Comp	189	54	5	6	3,9	115	7,04	11,5	198	0,2	28	Comp	86	20	26	4,66	2,3	62,1	7	11,9	152	0,4	54,50%	62,96%	-420,00%	22,33%	41,03%	46,00%
	10-8-10	11:00	nublado	13,4	311,4	127	17	52,4	160,45	64,18	33,9	5,51	29	Comp	171,7	-	9	8,63	3,7	88,6	7,35	12,5	215,2	0,6	30	Comp	52,6	-	9	8,63	2,3	59,8	7,06	13	168,8	0,2	69,37%	-	0,00%	0,00%	37,84%	32,51%
	16-8-10	10:30	bom	14,5	485,5	132,2	15	59	173,56	69,42	33,5	4,79	35	Comp	-	-	31	7,17	4,9	87,6	6,95	8,6	211	1	36	Comp	-	-	20	3,15	2,9	54,7	6,76	8,2	168,8	0,3	-	-	35,48%	56,07%	40,82%	37,56%
	17-8-10	11:00	bom	14,6	442,4	141,8	26	70,6	193,62	77,45	36,2	5,55	37	Comp	-	89	33	6,98	5,5	66,3	7,2	8,6	206,8	0,6	38	Comp	-	44	22	1,69	3,5	44	6,89	8,6	147,7	0,8	-	50,56%	33,33%	75,79%	36,36%	33,63%
	18-8-10	8:30	nublado	14,8	463	136	19	67	191,58	76,63	35	5,16	43	Comp	355	106	33	7,01	4,9	63,6	7,31	14,6	200	1,2	44	Comp	108	28	11	1,8	2,3	38,1	6,97	14,8	149,5	0,2	69,58%	73,58%	66,67%	74,32%	53,06%	40,09%
	22-8-10	9:30h	nublado	15,1	491	168	10	83	192,13	76,85	39,7	4,97	45	Comp	229,5	100	58	9,49	7,8	129	7,17	16,8	220,2	0,5	46	Comp	100,7	42	5	6,9	3,1	136	7,08	16,8	169,7	0,2	56,12%	58,00%	91,38%	27,29%	60,26%	-5,43%
	23-8-10	9:30	bom	15,1	470	138	10	66	185,99	74,40	35,5	4,54	51	Pont	281,4	125	69	0	10,5	109	7,02	15,5	226,2	1,5	52	Pont	90	48	69	0	2,5	121	6,72	15,7	179,8	0,1	68,02%	61,60%	0,00%	-	76,19%	-11,01%
	20-9-10	09:30	bom	22,5	357,5	110,5	14	61	214,68	85,87	39,25	3,6	83	Comp	362	65	58	0	2	93,9	7,12	14,5	241	0,9	84	Comp	200,7	27	36	0	1,4	57,2	6,81	14,9	181,3	0,5	44,56%	58,46%	37,93%	-	30,00%	39,08%
	21-9-10	09:30	bom	22,5	364	153	7	95	241,47	96,59	41	4,5	85	Comp	263	95	36	0	2,8	116	7	15,3	187,5	0,5	86	Comp	179	62	36	0	1,8	90	6,85	16,2	183,3	0,9	31,94%	34,74%	0,00%	-	35,71%	22,41%
	22-9-10	09:30	bom	22,3	327	85	14	48	219,61	87,84	41,6	4,3	91	Comp	276	95	36	0	1,9	25,2	7,55	16,3	95	1,1	92	Comp	135	33	25	0	1,1	20,5	7,37	16,4	79,2	0,1	51,09%	65,26%	30,56%	-	42,11%	18,65%