



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Pós-Graduação em Engenharia Civil

*USO DE UM BIOFILTRO AERADO
SUBMERSO COMO UNIDADE DE
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
TRATAMENTO ANAERÓBIO DE CURTUME*

Aline Yamaguchi Yendo

Ilha Solteira - SP



**Uso de um Biofiltro Aerado Submerso como unidade de Pós -
Tratamento de Efluente de Tratamento Anaeróbico de Curtume**

Aline Yamaguchi Yendo

Proc. 063104-UNP 35

UNESP - "CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA"	
SERVIÇO TÉCN. DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO	
DATA DE CHEGADA	DATA DE TOMBO
18.03.04	31.03.04
REGISTRADO POR	TOMBO
Oilza	Te. 1459
AQUISIÇÃO	CLASSIFICAÇÃO
10000 Auto R\$ 10.00	Y45u

Dissertação apresentada à
Unesp - Faculdade de
Engenharia de Ilha
Solteira como parte dos
requisitos para obtenção
do título de Mestre em
Engenharia Civil-Ênfase
em Recursos Hídricos e
Tecnologias Ambientais.

30701007

00

16123

56165

ILHA SOLTEIRA
Agosto / 2003

1210001459



FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação/Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação da FEIS/UNESP

Yendo, Aline Yamaguchi

Y45u Uso de um biofiltro aerado submerso como unidade de pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio de curtume / Aline Yamaguchi Yendo. -- Ilha Solteira : [s.n.], 2003
ix, 119 p. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2003.

Orientador: Tsunao Matsumoto

Bibliografia: p. 100-103

1. Tratamento aeróbio. 2. Efluentes de curtumes. 3. Biofiltro aerado submerso.

30702020

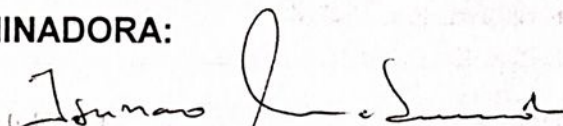
690 Topos os ASSUNTOS

USO DE UM BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COMO UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE TRATAMENTO ANAERÓBIO DE CURTUME

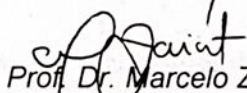
Aline Yamaguchi Yendo

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À FACULDADE DE ENGENHARIA DO
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA – UNESP – COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

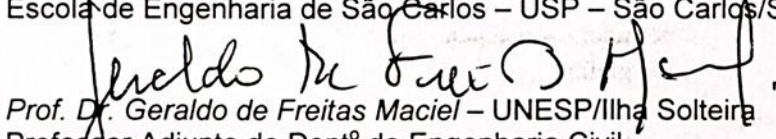
COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof. Dr. Tsunao Matsumoto – UNESP/Ilha Solteira
Professor Assistente Doutor do Deptº de Engenharia Civil
Faculdade de Engenharia - UNESP – Câmpus de Ilha Solteira



Prof. Dr. Marcelo Zaiat – EESC-USP/São Paulo
Professor Assistente Doutor do Deptº de Hidráulica e Saneamento
Escola de Engenharia de São Carlos – USP – São Carlos/SP



Prof. Dr. Geraldo de Freitas Maciel – UNESP/Ilha Solteira
Professor Adjunto do Deptº de Engenharia Civil
Faculdade de Engenharia - UNESP – Câmpus de Ilha Solteira

Ilha Solteira/SP, agosto de 2003.

AGRADECIMENTOS

A Deus que sempre me iluminou, dando-me coragem de seguir sempre em frente,
Aos meus pais, Makoto Yendo e Kazuyo Yamaguchi Yendo, pelo amor, carinho e incentivo durante toda a minha vida, e a quem devo, por ter alcançado mais essa etapa profissional.

Ao Prof. Tsunao Matsumoto, pela orientação, e atenção dispensada durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu namorado Tiago, pela compreensão, apoio e motivação,

Aos meus irmãos Márcio e Marcelo, e amigos, Cristiano, Ana Luisa, Marcos e Humberto pela amizade, alegria e companheirismo,

Aos Técnicos do Laboratório, Cavasano e Silvio, e estagiários pelo auxílio e serviços prestados,

Ao Curtume FUGA COUROS JALES LTDA, pela oportunidade de desenvolver a pesquisa,

Ao Sr. Antônio pelo auxílio na condução da estação experimental,

A FAPESP, pelo financiamento da pesquisa,

A todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

4.4 ANÁLISES E MONITORAMENTO	47
5.0 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS	50
5.1 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE I	51
5.2 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE II	54
5.3 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE III	74
5.4 COMENTÁRIOS GERAIS	94
6.0 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	102
6.1 CONCLUSÕES	102
6.2 RECOMENDAÇÕES	104
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	01
2.0 OBJETIVO	04
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
3.1 O PROCESSO DE CURTIMENTO DE PELES	05
3.2 EFLUENTES DE CURTUME	14
3.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO	20
3.4 ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CURTUMES	21
3.5 SISTEMAS DE TRATAMENTOS ANAERÓBIO E AERÓBIO E PÓS-TRATAMENTOS PARA EFLUENTE DE CURTUMES	23
3.6 REATORES COM BIOFILME	25
3.7 APLICAÇÃO DO BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB	36
4.0 MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	40
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA	45
4.3 OPERAÇÃO DA UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO	46
4.4 ANÁLISES E MONITORAMENTO	47
5.0 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS	50
5.1 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE I	51
5.2 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE II	64
5.3 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE III	74
5.4 COMENTÁRIOS GERAIS	94
6.0 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	102
6.1 CONCLUSÕES	102
6.2 RECOMENDAÇÕES	104
7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107



LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Principais etapas do processo de um curtume completo	07
FIGURA 02: Efluente de curtume - (FUGA COUROS JALES).	18
FIGURA 03: Exemplos de partículas de biofilme – (a) Biofilme aderido a uma partícula sólida; (b) biofilme na forma de flocos. (Fonte: Nicollela et al,2.000b)	27
FIGURA 04: Estrutura do biofilme – (a) representação esquemática da influencia da concentração do substrato(aumentando da esquerda para direita) e das forças de atrito (aumentando da esquerda para direita); (b) simulação do biofilme sob a ação do campo de velocidades (Fonte: NICOLELLA et al, 2.000b).	30
FIGURA 05: Sistema de Tratamento de efluentes do curtume (LÉO, 2.002).	40
FIGURA 06 : Estação experimental.	41
FIGURA 07 : Esquema Experimental.	42
FIGURA 08 : Esquema do Biofiltro Aerado.	44
FIGURA 09: Valores de DBO_{total} em cada unidade de tratamento do sistema.	52
FIGURA 10: Valores de Eficiência remoção de DBO_{total} nas em cada unidade de tratamento e a Eficiência Global do sistema.	53
FIGURA 11: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	54
FIGURA 12: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	55
FIGURA 13: Valores de pH nas unidades de tratamento.	56
FIGURA 14: Valores de Sulfetos nas unidades de tratamento.	57
FIGURA 15: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento.	59
FIGURA 16: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento.	61

FIGURA 17: Valores de Acidez Volátil nas unidades de tratamento.	62
FIGURA 18: Valores de Alcalinidade nas unidades de tratamento.	63
FIGURA 19: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado.	64
FIGURA 20: Valores de DBO_{Total} nas unidades de tratamento.	65
FIGURA 21: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{Total} nas unidades de tratamento.	66
FIGURA 22: Valores de DQO_{Total} nas unidades de tratamento.	67
FIGURA 23: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{Total} nas unidades de tratamento.	68
FIGURA 24: Valores de Sulfetos nas unidades de tratamento.	69
FIGURA 25: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento.	70
FIGURA 26: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento.	71
FIGURA 27: Valores de Alcalinidade nas unidades de tratamento.	72
FIGURA 28: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado.	73
FIGURA 29: Foto dos Efluentes do sistema. Da esquerda para direita: Efluente bruto, do reator UASB e Biofiltro Aerado.	74
FIGURA 30: Valores de DBO_{total} nas unidades de tratamento.	75
FIGURA 31: Valores de Eficiência de remoção de DBO nas unidades de tratamento.	76
FIGURA 32: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	77
FIGURA 33: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	78
FIGURA 34: Valores de Sulfetos nas unidades de tratamento.	79
FIGURA 35: Valores de Fósforo nas unidades de tratamento.	80
FIGURA 36: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento.	81
FIGURA 37: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado.	82
FIGURA 38: Valores de DBO_{total} nas unidades de tratamento.	83
FIGURA 39: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{total} nas unidades de tratamento.	84

FIGURA 40: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	85
FIGURA 41: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento.	86
FIGURA 42: Valores de $DQO \times DQO_{filtrada}$ no Biofiltro.	87
FIGURA 43: Valores de pH nas unidades de tratamento.	88
FIGURA 44: Valores de Fósforo nas unidades de tratamento.	89
FIGURA 45: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento.	90
FIGURA 46: Valores de Nitrogênio Total nas unidades de tratamento.	91
FIGURA 47: Valores de Nitrogênio Amoniacal nas unidades de tratamento.	92
FIGURA 48: Valores de OD nas unidades de tratamento – Fase 3-B	92
FIGURA 49: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado.	93
FIGURA 50: Valores de DBO_{total} nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	95
FIGURA 51: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	96
FIGURA 52: Valores de Fósforo Total nas unidades: caixa de reserva, reator UASB, e Biofiltro, em todas das fases de monitoramento.	97
FIGURA 53: Valores de pH nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	98
FIGURA 54: Valores de Sulfetos nas unidades de tratamento: reator UASB e Biofiltro, em todas as fases de monitoramento.	98
FIGURA 55: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	99
FIGURA 56: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	100
FIGURA 57: Valores de f_b nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.	100

LISTA DE TABELAS

de curtumes. FONTE: Adaptado de FORESTI (1.972).	
TABELA 02 – Características dos efluentes de curtumes.	17
FONTE: FERRARI JÚNIOR et al (1.997).	
TABELA 03 – Parâmetros do efluente do FUGA COUROS JALES.	18
TABELA 04 – Parâmetros do efluente do Centro Tecnológico do Couro. FONTE: CLAAS & MAIA (1.994).	19
TABELA 05: Sistemas de Tratamento de Efluentes Líquidos.	22
FONTE: Adaptado de RIBAS et al (2.000).	
TABELA 06 – Estágios da formação do biofilme em meio suporte (baseado em IWAI e KITAO, 1.994). FONTE: von SPERLING (1.996)	28
TABELA 07: Parâmetros de controle e frequência de coleta.	47
TABELA 08: Metodologia de análise utilizadas.	48
TABELA A-1: Parâmetro de DBO_{total}	105
TABELA A-2: Parâmetro de eficiência remoção de DBO_{total}	106
TABELA A-3: Parâmetro de DQO_{total}	107
TABELA A-4: Parâmetro de eficiência de remoção de DQO_{total}	109
TABELA A-5: Parâmetro de pH	111
TABELA A-6: Parâmetro de Sulfetos	112
TABELA A-7: Parâmetro de Sólidos Suspensos Totais	113
TABELA A-8: Parâmetro de Sólidos Totais	114
TABELA A-9: Parâmetro de Alcalinidade Total	115
TABELA A-10: Fator de Biodegradabilidade	116
TABELA A-11: Parâmetro de DQO_{total} Filtrada	117
TABELA A-12: Parâmetro de Fósforo Total	118
TABELA A-13: Parâmetro de Nitrogênio Total e Amoniacal	119



NOMENCLATURA

CO_2	Gás Carbônico
Cr_2O_3	Óxido Crômico
$\text{DBO}_{\text{total}}$	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxigênio do 5º dia
DQOf	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
$\text{DQO}_{\text{total}}$	Demanda Química de Oxigênio Total
ETEs	Estações de Tratamento de Esgotos
f_b	Fator de Biodegradabilidade
H_2	Gás Hidrogênio
hab.eq	Habitante equivalente
H_2S	Sulfeto de Hidrogênio
K_{la}	Coeficiente Global de Transferência de oxigênio
ppm	Partes por milhão
N	Nitrogênio
NaCl	Cloreto de Sódio
Na(OH)	Hidróxido de Sódio
NH_4^+	Amônia
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial de Hidrogênio
PVC	Polivinil Clorado
S^{2-}	Sulfeto
SO_3^{2-}	Sulfito
SO_4^{2-}	Sulfato
ST	Sólidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
SENAI	Serviço Nacional da Indústria
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor



RESUMO

Esta dissertação trata, como estudo de caso, efluentes de curtume do Fuga Couros Jales Ltda – Jales-SP.

Efluentes líquidos gerados pelas empresas de curtimento de couros e peles são altamente poluentes e nocivos ao meio ambiente. Esta dissertação tem como proposta principal diagnosticar a utilização do tratamento anaeróbio por reator UASB simplificado e uso de um Biofiltro Aerado Submerso como sistema de Pós-tratamento com vistas a atender às exigências ambientais legais.

Assim exposto, o potencial de aplicação do Biofiltro Aerado Submerso para o Pós-Tratamento de efluentes de um reator anaeróbio UASB com separador de fases em forma de “Y”, foi avaliado através do monitoramento realizado em uma estação piloto.

A estação experimental era constituída por um decantador de coluna, um reator UASB, diagnosticados em dissertação defendida por LÊO (2.002), sendo instalado posteriormente a este sistema, o Biofiltro Aerado Submerso, objeto desta pesquisa.

Os experimentos foram realizados durante aproximadamente 12 meses, sendo testados nas unidades do sistema, os parâmetros de análise tais como: DBO_{total} , DQO_{total} , Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Totais, Sulfetos, Fósforo Total, pH, Alcalinidade Total, Acidez Volátil, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, $DQO_{filtrada}$ e Oxigênio Dissolvido. E os dados foram apresentados em gráficos e nas tabelas em anexo.

Chegou-se a uma remoção média de DBO de 43% no Biofiltro, com eficiência global média do sistema de 78%, reduzindo a DBO de 885 mg/L no efluente bruto para 180 mg/L no efluente do Biofiltro. Quanto a DQO, a remoção média foi 47.5% no Biofiltro, e na global foi de 72%, partindo do efluente bruto com DQO média de 2.442 mg/L, reduzindo para 665 mg/L.

Embora os resultados obtidos apresentem uma boa eficiência do processo global, os valores dos parâmetros do efluente final, ainda não atendem à legislação ambiental vigente.



ABSTRACT

This paper, concerns, tannery wastewaters of Fuga Couros Jales LTDA – Jales-SP.

Wastewaters produced from tanning leather are highly polluting and harmful to environment. This study has as main proposition diagnose the use of anaerobic treatment by a simplified UASB reactor and the use of a Submerged aerated biofilter as post-treatment systems with the objective of respecting the legal environmental requirements.

Thus, the potential of application of the submerged aerated biofilter to the post-treatment of effluents of UASB anaerobic reactor with phases separator "Y" shape, was evaluated by the monirotament fulfilled in a pilot station.

The experimental station was constituted by a settling-columns tank, a UASB reactor, diagnosed in a dissertation defended by LÉO (2002). Afterwards the submerged aerated biofilter was installed in this system, object of this research, The experiments were conducted for approximately twelve months and the pattern analysis, such as: BOD (mg/L), COD (mg/L), Total Suspended Solids (mg/L), Total Solids (mg/L), Sulfides (mg/L), Total Phosphorus (mg/L), pH, Total Alkalinity (mg/L), Volatile Acidity (mg/L), Total Nitrogen (mg/L), Amoniacal Nitrogen (mg/L), CDO_{m} (mg/L) and OD (mg/L), were tested in the units. The data were presented in graphic and in the table in annex.

An average BDO removal of 43% was obtained in the biofilter, with average global efficiency of the system as 78%, reducing BDO from 885 mg/L in the tanning wastewater to 180 mg/L in the biofilter wastewater. Regarding COD, the medium removal was 47.5% in the biofilter, and the global was 72%, set outing the wastewater with COD 2.442 mg/L on the average, reducing to 665 mg/L.

Although the obtained results, showed a good efficiency of the process, the values of the final wastewater characteristics still do not follow the environmental laws.

1. INTRODUÇÃO

O processo acelerado de industrialização tem contribuído muito para a poluição ambiental, uma vez que as águas residuárias industriais geralmente são lançadas nos corpos hídricos ou no solo sem nenhum tratamento ou, quando “tratadas”, freqüentemente não atendem às condições impostas pela legislação, constituindo assim uma das principais fontes de poluição dos corpos hídricos receptores (SANTAELLA, 2000).

O efluente líquido gerado pelas empresas de curtimento de couros e peles é altamente poluente e nocivo ao meio ambiente. Dentre os processos de curtimento utilizados pelos curtumes tem-se o curtimento com cromo, que gera efluentes potencialmente perigosos. Quando esses são lançados sem tratamento adequado, causam grandes danos aos corpos receptores deteriorando a qualidade e provocando a mortandade dos organismos aeróbios mais sensíveis.

ALANIS e ALEGRE (2000) citam que a indústria de curtimento de couro foi por longo tempo estigmatizada com imagem nociva devido às grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos que produz.

O Brasil possui hoje, mais de 400 empresas que processam anualmente aproximadamente, 31.300.000 couros bovinos. As peles caprinas, ovinas e outras, somam mais 5.450.000 unidades (AICSUL, 1999).

A tecnologia, usualmente adotada para o tratamento dos efluentes líquidos gerados nos curtumes, é constituída por unidades de tratamento físico-químico, para a precipitação do cromo e para a oxidação de sulfetos, seguida por unidades de tratamento biológico, tipicamente por lodos ativados ou lagoas aeradas.

Segundo cálculos de CLASS & MAIA (1994), o custo total de implantação de uma estação de tratamento de efluentes líquidos, com tecnologia convencional, para um curtume com capacidade de 1.000 couros/dia, ou 25 toneladas de couro/dia, até a etapa "wet-blue", seria de US\$ 1.121.714,00. Os custos de operação, controle e manutenção da mesma estação seriam, de US\$ 22.835,00/mês.

Segundo dados da AICSUL (1999), no ano de 1.986, o Estado de São Paulo possuía 125 curtumes, que empregavam diretamente 10.574 pessoas. Já em 1997 o número de curtumes era de 93 e o de empregos diretos 8.760, enquanto no mesmo período, Estados vizinhos como Mato Grosso e Mato Grosso do Sul

dobraram o número de empresas deste setor e outros estados como Goiás e Tocantins tiveram crescimento considerável do número de empresas e postos de trabalho.

As perdas de empresas, e conseqüentemente, dos postos de trabalho e recolhimento de impostos, pode ser creditada em grande parte às dificuldades destas empresas em adequar os parâmetros de lançamento de seus efluentes às rígidas normas impostas e fiscalizadas no Estado de São Paulo pela CETESB, sem que os altos custos de tratamento deste tipo de efluente por sistema de tecnologia convencional acarreta em alta de preços do produto final e inviabiliza a operação de empresas de menor porte.



Mais grave é o fato destas operarem em outros Estados em condições semelhantes ou ainda mais precárias do que aquelas exigidas anteriormente ou então, pela menor rigidez de fiscalização ou motivado por incentivos fiscais.

O perfil típico dos curtumes brasileiros, com tecnologias de processamento não muito viáveis, e sem recursos para grandes investimentos na área de depuração de efluentes, mostra que a tecnologia de tratamento convencional não é plenamente aplicável à nossa realidade. Isto ocorre devido ao custo elevado de implantação, operação, elevada quantidade de lodo gerado, elevado consumo de energia e elevado índice de mecanização (elevado custo de manutenção), havendo, portanto, a imperiosa necessidade de se desenvolver tecnologias simplificadas, ainda pouco abordadas, em nível nacional e internacional (CHERNICHARO et al, 1996).

Portanto, neste trabalho tem-se como proposta principal a utilização do tratamento anaeróbio por reator UASB e uso de um biofiltro aerado submerso como sistema de pós-tratamento para facilitar a adequação às exigências ambientais legais, do volume e dos potenciais destrutivos e poluidor dos efluentes gerados e lançados por empresas do setor coureiro, e oferecer sistemas de tratamento mais eficientes e baratos aplicáveis à nossa realidade.

Assim, o presente trabalho busca apresentar e analisar os dados obtidos, no monitoramento do sistema de pós-tratamento de efluente de curtume com grande complexidade, pré-tratado em um reator UASB em forma de Y, realizado em um biofiltro aerado submerso.



2. OBJETIVOS

Gerais

- Avaliação do desempenho do sistema de pós-tratamento utilizando o Biofiltro Aerado, combinado com o pré-tratamento do Reator UASB, aplicado ao tratamento de efluentes líquidos de curtume, em escala piloto.

Específicos

- Avaliar o desempenho do Biofiltro Aerado na:
 - complementação de remoção de $\text{DBO}_{\text{total}}$ e $\text{DQO}_{\text{total}}$.
 - oxidação dos sulfetos efluentes do tratamento anaeróbio.
- Avaliar as relações entre as variáveis do processo.
- Buscar uma nova alternativa para tratamento de efluentes líquidos de curtume.
- Melhorar a qualidade do efluente tratado, contribuindo com a redução adicional das concentrações dos poluentes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O PROCESSO DE CURTIMENTO DE PELES

3.1.1 ASPECTOS GERAIS

Curtimento é um processo através do qual peles de animais são convertidas em couro. As peles, após remoção da carne, pêlos e gorduras, são tratadas com produtos químicos para formar um material estável e durável. Após o curtimento, o couro é processado de acordo com sua intenção de uso (SILVA, 1996).

Segundo BRAILE (1979), no processo de curtimento o volume de água utilizada pode variar de 20 a 40 m³ por tonelada de pele processada.

Para transformação da pele em produto final são necessárias mais de 20 etapas em um curtume completo, as quais se dividem em operações físicas e processos químicos. Estas operações podem ser agrupadas em 3 grandes fases denominadas: ribeira, curtimento e acabamento, que são explicadas em HOINACK (1989).

De uma maneira geral, na ribeira, a maioria das estruturas e substâncias constituintes da epiderme e hipoderme da pele, que não formam o couro, são

removidas. A derme, então é preparada para o curtimento, através do intumescimento (absorção de água) e separação das fibras. Nesta fase incluem-se as operações de pré-remolho, remolho, depilação/caleiro, descarte e desengalagem/purga.

As peles previamente preparadas passam para a fase de curtimento, onde serão tratadas com agentes curtentes vegetais, minerais e outros, para se tornarem imputrescíveis.

No acabamento, são executados tratamentos complementares que darão a aparência e o aspecto final ao couro, através de operações de tingimento, engraxe, secagem e acabamento final.

Principalmente na ribeira e acabamento, a água é um componente essencial e em função das técnicas de produção clássicas e dos processos de lavagem, ocorre usualmente um grande desperdício.

As operações realizadas em meio aquoso requerem movimentação para acelerar o processamento e favorecer o contato das peles com as soluções contendo os diferentes produtos químicos. Tais operações podem ser realizadas em diferentes tipos de recipientes, mas o mais utilizado é o fulão, que tem formato cilíndrico e apresenta nas paredes internas, travessas ou tornos destinados a favorecer a movimentação da carga.

3.1.2 ETAPAS DE PROCESSO

As etapas que compõem o processo de curtimento são descritas a seguir e podem ser visualizadas na FIGURA 01.

FIGURA 01: Principais etapas do processo de um curtume completo

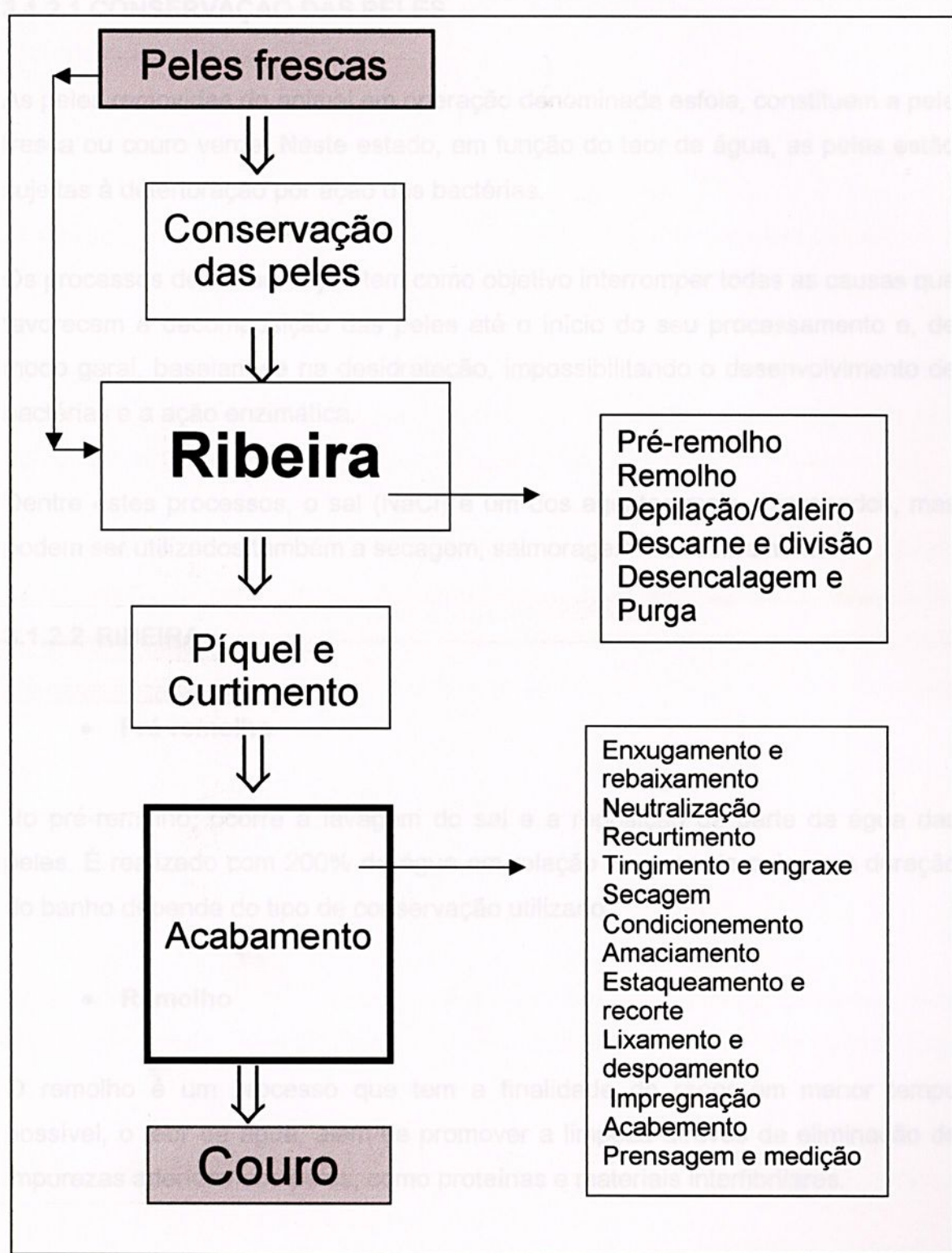


FIGURA 01: Principais etapas do processo de um curtume completo

3.1.2.1 CONSERVAÇÃO DAS PELES

As peles removidas do animal em operação denominada esfola, constituem a pele fresca ou couro verde. Neste estado, em função do teor de água, as peles estão sujeitas à deterioração por ação das bactérias.

Os processos de conservação tem como objetivo interromper todas as causas que favorecem a decomposição das peles até o início do seu processamento e, de modo geral, baseiam-se na desidratação, impossibilitando o desenvolvimento de bactérias e a ação enzimática.

Dentre estes processos, o sal (NaCl) é um dos agentes mais empregados, mas podem ser utilizados também a secagem, salmoração e o resfriamento.

3.1.2.2 RIBEIRA

- **Pré-remolho**

No pré-remolho, ocorre a lavagem do sal e a reposição de parte da água das peles. É realizado com 200% de água em relação ao peso de peles e a duração do banho depende do tipo de conservação utilizado.

- **Remolho**

O remolho é um processo que tem a finalidade de repor em menor tempo possível, o teor de água, além de promover a limpeza através da eliminação de impurezas aderidas aos pêlos, como proteínas e materiais interfibrilares.

Esta operação é importante, pois a água em todas as operações posteriores funciona como veículo, levando os diferentes produtos químicos, que estão em solução, a entrarem em contato com as fibras.



Alguns agentes auxiliares são utilizados como: álcalis, ácidos, tensoativos, bactericidas e enzimas.

- **Depilação/caleiro**

A depilação e caleiro é um processo que tem como função remover os pêlos e o sistema epidérmico, bem como preparar as peles para as operações posteriores.

3.1.2.3 CURTIMENTO

Este processo utiliza cal e sulfeto de sódio, sendo considerado altamente poluidor, em especial quando são usados sistemas de depilação como destruição dos pêlos, que são responsáveis por até 85% da carga poluidora dos efluentes.

A duração do processo é de 18 a 20 h quando realizado em fulões, podendo atingir até 7 dias em molinetas. A quantidade de água pode variar de 200 a 300%, em relação ao peso de peles.

- **Descarne/divisão**

Após o caleiro, as peles são encaminhadas para a operação de descarne, na qual eliminam-se os materiais aderidos ao lado carnal, através de uma máquina de descarnar. Os resíduos desta fase são denominados carnaça.

Na divisão, há separação da pele em duas camadas: a superficial, denominada flor, e a camada inferior, raspa. A flor constitui a camada mais nobre. Esta operação é realizada em máquina de dividir.

- **Desencalagem e purga**

Na desencalagem as peles são neutralizadas com sais amoniacaais (sulfato de amônio e cloreto de amônio), sais ácidos (bissulfito de sódio), ácidos orgânicos

(lático, fórmico, butírico e sulfoftálico) e ácidos inorgânicos (bórico). O volume de água pode variar entre 20-100%.

Na operação denominada purga, as peles são tratadas com enzimas proteolíticas, similares às aquelas encontradas no sistema digestivo, para remoção dos pêlos remanescentes e gorduras.

3.1.2.3 CURTIMENTO

- **Píquel e curtimento**

A piquelagem consiste em preparar o colágeno, que é a proteína mais importante para o processo de curtimento, para melhor absorção dos produtos químicos, nos poros e tecidos. Nesta etapa, completam-se a desengalagem, desidratação e interrupção da atividade enzimática. Para isso, utilizam-se soluções salino-ácidas de 1,0-1,5% de ácido sulfúrico, 6-10% de cloreto de sódio e 60-100% de água.

Após a piquelagem, as peles estão prontas para receber os agentes curtentes que podem ser vegetais ou minerais.

O curtimento é um processo que consiste na transformação das peles em material estável e imputrescível, ou seja, a transformação da pele em couro.

O curtimento mineral mais empregado é ao cromo, onde as peles são mantidas em contato com uma solução de íons Cr^{+3} que se ligam ao colágeno. Isto faz com que o couro fique resistente à bactéria e a altas temperaturas. Denomina-se "wet blue" o couro após o processo de curtimento ao cromo. Geralmente é utilizado de 2 a 3% de óxido crômico (Cr_2O_3) em relação as massas das peles.

O curtimento vegetal emprega-se de 15 a 30% de extrato tanante, que são misturas complexas de muitas substâncias. Os taninos vegetais são compostos



polifenólicos de dois tipos: hidrolisáveis (castanheiro e carvalho), derivados de pirogalol e os taninos condensados (quebraxo e mimosa), derivados do catecol.

3.1.2.4 ACABAMENTO

- **Enxugamento e rebaixamento**

Em seguida ao curtimento, os couros passam por uma máquina de enxugar para remover o excesso de água e, após tal, são submetidos à operação mecânica de rebaixar, para igualar a sua espessura.

- **Neutralização**

Este processo visa remover o excesso de acidez livre do couro, sem prejuízo das fibras, utilizando-se produtos auxiliares de ação suave tais como:

- sais de ácidos fracos: bicarbonatos, carbonatos e bórax;
- agentes complexantes: polifosfatos, acetatos e formiatos;
- sais de tanino sintético: na forma de sais de amônio ou de sódio.

Estes produtos são empregados na proporção de 1% e o volume de água varia entre 80-100%.

- **Recurtimento**

Com o recurtimento completa-se o curtimento, corrigindo-se algumas imperfeições. Pode ser realizado com curtentes minerais (sais de cromo, alumínio e zircônio) ou curtentes vegetais. Esta etapa facilita o lixamento, o amaciamento e a estampagem.



- **Tingimento e engraxe**

O tingimento tem por finalidade dar cor ao couro. Para isso, são usados corantes a base de anilinas ou corantes complexo-metálicos, cuja composição a ser usada é indicada pelo fabricante. O volume do banho varia de acordo com o grau de tingimento desejado.

No engraxe, o couro adquire maciez e elasticidade. Nesta operação, as fibras ficam envolvidas pelo material de engraxe que funciona como lubrificante, evitando a aglutinação das mesmas durante a secagem. Os processos de engraxe são realizados com emulsões de óleos vegetais, animais ou minerais.

- **Secagem**

A secagem tem como objetivo eliminar o excesso de água indesejável apresentada pelo couro após a última etapa realizada no fulão.

Inicialmente, os couros são acavaletados, atingindo cerca de 70% de umidade. Depois, completa-se a secagem até 18% de umidade em máquinas de enxugar e secar.

- **Condicionamento**

Nesta etapa, o couro é reumidificado até alcançar um teor de 30%. Pode ser realizado em máquina de reumectar ou em câmara úmida. A umidade adicionada vai facilitar principalmente a operação posterior de amaciamento.

- **Amaciamento**

Uma vez reumidificados, os couros podem ser amaciados, com o objetivo de melhorar a flexibilidade e o toque macio.



- **Estanqueamento e recorte**

No estanqueamento, parte da elasticidade do couro é retirada, obtendo-se um ganho de área, importante durante a operação de medição. Já o recorte é feito manualmente com facas, e as dobras e partes inaproveitáveis são retiradas, uniformizando o contorno do couro, visando facilitar o lixamento.

- **Lixamento e despoamento**

Todas as correções da flor, como eliminação de defeitos e melhoria do aspecto do material, são executadas em máquina de lixar.

O pó aderido à camada flor, após o lixamento, deve ser eliminado em operação mecânica denominada despoamento.

- **Impregnação**

Na impregnação ocorre a aplicação de uma significativa quantidade de polímeros termoplásticos sobre a superfície do couro, os quais promovem a aderência da flor à camada reticular.

- **Acabamento**

No acabamento, são aplicadas sucessivas misturas à base de ligantes e pigmentos, conferindo ao couro sua apresentação e aspecto definitivos. Poderá melhorar o brilho, toque e certas características físico-mecânicas como impermeabilidade à água, resistência à fricção e à luz.



- **Prensagem e medição**

A prensagem é uma operação mecânica para conferir ao couro características de lustro, gravação da flor e garantir ao acabamento. Na medição é avaliada a área dos couros, para posterior venda.

3.2 EFLUENTES DE CURTUME

O acelerado desenvolvimento ocorrido nos últimos anos, consequência da implantação de uma sociedade eminentemente industrial, tem gerado graves problemas ambientais (AZEVEDO NETTO, 1992).

O processo de industrialização de peles e couros de animais inclui como parte do preparo e beneficiamento deste material a utilização de diversos produtos químicos auxiliares. Como resultado, as primeiras fases do processo de curtimento são responsáveis pela produção de efluentes líquidos com elevada concentração de matéria orgânica e presença de vários produtos químicos.

Entre os contaminantes presentes nestes efluentes destacam-se o cromo e os sulfetos (H_2S), pelas características que imprimem aos despejos e pelas consequências negativas provocadas no meio ambiente (CAMPOS, 1999).

A formação de sulfeto é proveniente da ação de microrganismos sobre sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre (dessulfuração). Estes compostos são utilizados como agentes oxidantes (aceptores de elétrons) durante a decomposição de compostos orgânicos em condições anaeróbicas.

Por ser mais pesado que o ar, o H_2S se acumula nos tanques e nas bombas, causando sérios problemas nas áreas de trabalho. O atual limite de odor é 0,1 ppm. O sulfeto se torna mais prejudicial na concentração de aproximadamente 100 ppm devido a paralisia olfativa (U.S.EPA apud SILVA, 1996). Maiores concentrações podem causar súbita inconsciência e posterior morte.



Cerca de 300 kg de produtos químicos são adicionados por tonelada de peles. Excesso de sais que não reagiram vão aparecer no efluente. Em função da variação de pH, estes compostos podem precipitar e contribuir para aumentar os resíduos sólidos e os sólidos suspensos (SILVA, 1996).

Conforme já citado, a indústria de curtimento de couro foi por longo tempo estigmatizada com imagem nociva devido às grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos que produz.

Um dos maiores problemas da indústria de couro está relacionado aos resíduos de cromo, que é tóxico e requer tratamentos especiais para sua remoção (BRAILE & CAVALCANTI, 1979), sendo bastante elevada a poluição hídrica causada por estes efluentes.

A poluição de natureza inorgânica é originada principalmente pela presença de efluentes contendo metais pesados, os quais são tóxicos até mesmo em baixas concentrações e não são compatíveis com a maioria dos tratamentos biológicos, descartando-se, então, a possibilidade da descarga deste efluente na rede pública para tratamento em conjunto com o esgoto doméstico (PATTERSON, 1977).

De acordo com FABIANI et al. (1997), sais de cromo são amplamente usados em processos de curtimento de couro, mas somente 60% do total dos sais de cromo reagem com a peles, sendo que cerca de 40% do cromo permanece nos resíduos sólidos e líquidos.

Segundo BRAILE & CAVALCANTI (1979), dentre as diversas etapas realizadas no processo de curtimento das peles: remolho, caleação, lavagem, piquelagem e purga são responsáveis por 65% dos despejos. Os 35% restantes são gerados nas etapas de curtimento de acabamento e lavagem final, porém, estas duas últimas atividades são responsáveis por 60% da DBO_{total} presente no efluente, sendo os 40% restantes provenientes das cinco primeiras atividades.



As principais características qualitativas dos efluentes de curtumes são:

- Elevadas quantidades de cal e sulfetos livres.
- Elevado pH.
- Cromo potencialmente tóxico.
- Elevada DBO_{total} (sangue, soro e subprodutos da decomposição de proteínas).
- Elevado teor de sólidos em suspensão (pêlos, graxa, fibras e sujeira).
- Coloração leitosa devido à cal, verde ou azul devido aos corantes de tingimento.
- Elevada salinidade.
- Elevada DQO_{total} .

FORESTI (1972) mostra, na TABELA 01, os valores médios, máximo e mínimo de diversos parâmetros das águas residuárias coletadas em diversos curtumes.

FERRARI JÚNIOR et al (1997), baseados em três diferentes autores, fazem a caracterização dos efluentes líquidos de curtumes, mostradas na TABELA 02.

As TABELAS 01 e 02 evidenciam a complexidade deste tipo de efluente principalmente pela presença de sulfetos (S^{2-}) e cromo (Cr), cujo teor pode ser acentuado se os procedimentos de recirculação e reaproveitamento do cromo e de oxidação dos sulfetos não forem bem executados.

BRAILE & CAVALCANTI (1993) citam sobre os efeitos de despejos deste tipo de efluente sem tratamento em cursos d'água. Este tipo de despejo possui grande quantidade de material putrescível, como sangue e proteínas, e também materiais tóxicos como sais de cromo, sulfeto de sódio e compostos arsenicais.

TABELA 01 - Valores médios de diversos parâmetros dos efluentes de curtumes.

Parâmetro	Valores	
	Mínimo	Máximo
pH	8,4	11,8
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg/L)	532	1.500
Demanda química de oxigênio – DQO (mg/L)	2.500	3.500
Materiais em suspensão (mg/L)	2.490	21.350
Oxidabilidade (mg/L)	346	2.300
Nitrogênio total (mg/L)	190	260
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	65	216
Cloreto Cl (mg/L)	400	3.200
Sulfato SO ₄ (mg/L)	246	1.650
Sulfeto S (mg/L)	40	303
Substâncias graxas (mg/L)	154	976

FONTE: Adaptado de FORESTI (1972).

TABELA 02 – Características dos efluentes de curtumes.

DQOt (mg/l)	DQOf (mg/l)	DBO (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)	Cr (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SST (mg/l)	pH
6.000	2.550	1.000	240	60	2.000	2.000	7,3
	3.300	1.700		160	3.300	4.000	8,3
7.250	-	2.350	26	94	-	-	8,6
1.575	-	869	23	24,2	-	-	6,9
4.080		1250	91	42,0			7,8

FONTE: FERRARI JÚNIOR et al (1997).

Além disso, as altas concentrações de DBO_{total}, DQO_{total} e a alta alcalinidade contribuem para que a água do corpo receptor se torne imprópria para fins de abastecimento público, industrial, irrigação e recreativo e também seja imprópria para a vida aquática, com aspecto e cheiro repugnantes.

Os efluentes líquidos de curtumes representam uma grande fonte de preocupação ambiental, devido ao seu grande potencial poluidor, determinado tanto por suas características qualitativas quanto pelo grande volume em que sempre é gerado.

Na FIGURA 02 pode-se observar o aspecto do efluente de curtume gerada pelo FUGA COUROS JALES. E na TABELA 03, a caracterização do efluente sendo apresentando as concentrações médias de alguns parâmetros.



FIGURA 02: Efluente de curtume - (FUGA COUROS JALES).

TABELA 03 – Parâmetros do efluente do FUGA COUROS JALES.

Parâmetros	Concentrações Médias
PH	8
Sólidos Totais	11.500 mg/L
Sólidos Suspensos	2.000 mg/L
DQO	2.350 mg/L
DBO ₅	860 mg/L
Sulfetos	240 mg/L
Nitrogênio Total	250 mg/L
Fósforos	0 mg/L

CLAAS & MAIA (1994) mostra na TABELA 04 as características de efluente homogeneizado de curtume, peneirado, sem a reutilização de banhos residuais, obtidas no Centro Tecnológico do Couro, do SENAI – RS.

Quanto ao potencial poluidor, este pode ser estimado comparando-se dados apresentados por FERRARI JÚNIOR et al (1997) e AICSUL (1999), onde se pode concluir que a indústria do couro no Brasil gera poluição orgânica equivalente à gerada por mais de 30.000.000 de pessoas, sem levar em conta outros fatores poluidores como a presença de cromo e a elevada salinidade do efluente de curtume.

TABELA 04 – Parâmetros do efluente do Centro Tecnológico do Couro.

Parâmetros	Concentrações
PH	7 – 10
Sólidos Totais	15.000 mg/L
Sólidos Suspensos	8.000 mg/L
Sólidos Sedimentáveis	100 ml/L
DQO	3.000 – 6.000 mg/L
DBO ₅	1.500 – 3.000 mg/L
Cloretos	3.500 mg/L
Sulfetos	150 – 200 mg/L
Nitrogênio Total	200 mg/L
Nitrogênio Amoniacal	65 mg/L
Cromo	70 – 100 mg/L
Sulfatos	900 mg/L
Fósforos	2,0 mg/L

FONTE: CLAAS & MAIA (1994).

De acordo com CLASS & MAIA (1994), o índice f_b é uma boa estimativa da biodegradabilidade de um efluente, sendo a constante 0,65 adotada para efluentes primários industriais e também aplicada a efluentes de curtume. Este fator varia de 0 a 1 e tanto mais biodegradável será o efluente quanto mais próximo de 1 se situar o f_b . Segundo as observações do catedrático Dr. Verstraete, do

Departamento de Toxicologia da Universidade de Gent (Bélgica), os efluentes podem ser classificados da seguinte maneira:

- $f_b > 0,90$: ótima degradabilidade
- $0,70 < f_b < 0,90$: boa a muito boa
- $0,60 < f_b < 0,70$: regular
- $0,40 < f_b < 0,60$: fraca a regular
- $0,20 < f_b < 0,40$: muito fraca
- $f_b < 0,20$: praticamente não biodegradável

$$f_b = \frac{\text{DBO}}{0,65 \times \text{DQO}}$$

Sendo: f_b : fator de biodegradabilidade

DBO : demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)

DQO : demanda química de oxigênio (mg/L)

A quantidade de efluente gerado pode ser estimada com dados da AICSUL (1999) e CLAAS & MAIA (1994). Também através da comparação de dados apresentados se pode concluir que são produzidos anualmente aproximadamente 37.000.000 m³ de efluentes, considerando-se produção média de resíduos líquidos de 30 m³/ton de pele processada.

Devido à complexidade dos componentes dos efluentes de curtumes e as exigências ambientais e legais, o tratamento deste tipo de efluente torna-se muito difícil e dispendioso.

3.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO

Os processos biológicos de tratamento podem ser usados para eliminação de:

- compostos orgânicos biodegradáveis;

- compostos de nitrogênio (N-orgânico, NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^-);
- compostos de fósforo (inorgânico e orgânico);
- compostos de enxofre (S-orgânico, SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , S^{2-});

Os processos biológicos são, atualmente bastante empregados no tratamento de efluentes, promovendo a estabilização da matéria orgânica presente no efluente a ser tratado, por meio da ação de microrganismos. Embora estes processos sejam sensíveis a substâncias tóxicas, os organismos diferem em sua sensibilidade e muitos tipos podem facilmente se adaptar.

Dentre os tratamentos biológicos de efluentes, os mais utilizados são lagoas aeradas, lagoas facultativas, lodos ativados, sistemas aeróbios com biofilmes e sistemas anaeróbios.

3.4 ESTAÇÕES CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CURTUMES

Atualmente, as estações de tratamento de efluentes de curtumes demandam grandes áreas para instalação e muitos equipamentos de acionamento eletromecânicos, tendo sido concebidas com unidades convencionais de tratamento como:

- Tratamento preliminar: gradeamento, peneiras, caixas de gordura e flotoadores;
- Tanque de equalização ou homogeneização;
- Sistemas dosadores de coagulantes e auxiliares de coagulação;
- Decantadores;
- Lodos ativados de aeração prolongada;
- Lagoas de estabilização;
- Leitos de secagem de lodo.

Além das desvantagens do custo de implantação, estas estações possuem custos consideráveis em operação e manutenção, com a utilização de grande quantidade de produtos químicos, como sulfato de alumínio, polieletrólitos, cal, Na(OH), antiespumantes, dentre outros.

RIBAS et al (2000) apresentam os principais sistemas de tratamento de efluentes líquidos utilizados nos curtumes do estado do Rio Grande do Sul, como mostrado no TABELA 05.

TABELA 05: Sistemas de Tratamento de Efluentes Líquidos.

SISTEMAS DE TRATAMENTO	INCIDÊNCIA (%)
Lodos Ativados	50
Lagoa Aerada	30
Físico-químico	20

FONTE: Adaptado de RIBAS et al (2000).

CLAAS & MAIA (1994) propõem uma estação de tratamento para curtume com capacidade de industrializar 25.000 Kg de couros/dia, composta de unidades de reciclo do banho de caleiro, reciclo e reaproveitamento do cromo, peneira, tanque de homogeneização, sistema de coagulação e floculação, decantador primário, condicionador de lodo, filtro prensa de esteira contínua para lodo, lodos ativados de aeração prolongada, tanque anóxico para desnitrificação e decantador secundário.

Segundo LÉO (2002), as inovações mais funcionais e eficientes que se observa atualmente é quanto aos sistemas de reciclo de banhos de caleiro e curtimento, além da separação dos banhos para pré-tratamento antes da estação, como por exemplo, a oxidação catalítica de sulfetos e a precipitação do cromo na forma de hidróxido para posterior separação. Outra inovação interessante é quanto à utilização de centrífugas na substituição dos sistemas de coagulação e floculação e dos decantadores primários.

3.5 SISTEMAS DE TRATAMENTOS ANAERÓBIO E AERÓBIO E PÓS-TRATAMENTOS PARA EFLUENTE DE CURTUMES

As estações de tratamento compactas combinando reatores anaeróbios e aeróbios em série, têm sido objeto de franco desenvolvimento tecnológico no país. Suas principais virtudes são: compacidade, baixo custo de implantação, baixo consumo energético, simplicidade operacional, menor produção de lodo e facilidade de inserção em áreas restritas. O baixo impacto ambiental (odor, ruídos e impacto visual) e rapidez de montagem, são fatores que interferem na escolha do sistema a ser adotado, favorecendo a opção por ETEs compactas do tipo UASB + Biofiltro (SILVA, 2002).

Contudo, a importância da associação de reatores anaeróbios e aeróbios para o tratamento de esgoto sanitário é reconhecida por vários pesquisadores (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Pelo menos 70% do material carbonáceo afluente ao conjunto é metabolizado anaerobicamente no reator UASB, sendo realizado à jusante o pós-tratamento no biofiltro aerado, objetivando a remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos remanescentes.

Consequentemente, baixa produção de lodo e uma significativa economia de energia são vantagens desta associação, quando comparada a estações de tratamento convencionais (GONÇALVES et al., 1997).

Uma configuração de Estação de Tratamento de esgoto associando em série reatores UASB e biofiltros, foi desenvolvida por GONÇALVES et al (1994), tendo sido objeto de pesquisa pela Universidade Federal de Espírito Santo, no âmbito do edital 2 do PROSAB, e tendo atingido a escala industrial a partir de 1997 (D'AL COL et al. apud CHERNICHARO, 2001).



Resultados preliminares bastante positivos, sobre o tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação UASB + biofiltro, foram obtidos por CHERNICHARO et al (1996b), numa campanha de testes de apenas 60 dias.

GONÇALVES et al (1997) utilizou a associação em série de reatores UASB e biofiltro aerado submerso no tratamento de esgotos domésticos. Os resultados obtidos confirmaram a viabilidade de produção de efluentes de excelente qualidade através da associação desses dois reatores de alta taxa, apresentando considerável eficiência na remoção de sólidos suspensos, DBO e DQO, com remoção de 94%, 92% e 88%, respectivamente.

Este tipo de tecnologia já se encontra consolidada, visto o número de estações implantadas no Espírito Santo e demais Estados nos últimos dois anos, representando um total de 29 unidades (BOF et al apud SILVA, 2003).

Outro estudo utilizando um biofiltro a jusante de um filtro anaeróbio foi utilizado com sucesso apresentando resultados significativos por CHERNICHARO et al (1996a) no tratamento de efluente de curtume completo.

Como já citado, os custos de implantação, manutenção e operação de estações de tratamento de efluentes de curtumes, concebidas com unidades de tratamento de tecnologia convencional, são consideravelmente altos.

CLAAS & MAIA (1994), apresentam o levantamento de custos de implantação, manutenção e operação da estação de tratamento por eles proposta, descrita anteriormente, onde o custo total das obras civis é US\$ 101.980,00, sem se levar em consideração canaletas, tubulações, grades e vertedouros. O custo com equipamentos seria de US\$ 853.184,00. Demais custos de implantação, como projeto, mão de obra, instalações elétricas, treinamento de pessoal, e aquisição de caminhão para transporte de resíduo sólido somam mais US\$ 166.550,00. Desta forma, o custo total de implantação da referida estação seria de US\$



1.121.714,00. Os custos de operação, controle e manutenção apresentados, para o mesmo caso, são de US\$ 22.835,00/mês.

Segundo FERRARI JÚNIOR (1997), a alternativa de tratamento para efluentes líquidos de curtumes envolvendo a combinação de processos anaeróbios e aeróbios se apresenta como uma alternativa viável, tanto do ponto de vista científico, quanto do ponto de vista econômico-financeiro, comprovado através dos estudos de estimativas de custos efetuados.

No seu estudo, foram pesquisadas duas alternativas, sendo a i: UASB + Lodos Ativados com aeração intermitente, e alternativa ii: Filtro Anaeróbio + Biofiltro Aerado. Apresentando com menor custo de implantação um híbrido da alternativa i e ii: o reator anaeróbio composto pelo reator UASB e o reator aeróbio composto pelo Biofiltro Aerado Submerso. A estimativa de custos operacionais para a opção de menor custo de implantação teve como objetivo comparar com os custos de operação de uma estação de tratamento convencional.

Para FERRARI JÚNIOR (1997), os custos operacionais das alternativas de tratamento citada acima, são significativamente inferiores aos custos da alternativa convencional. As diferenças, a favor das alternativas não-convencionais, são da ordem de 37% e 46%, para curtume de 100 e 200 peles/dia, respectivamente. Podendo estas diferenças serem ainda maiores quanto maior for o porte do curtume.

3.6 REATORES COM BIOFILME

Os reatores com Biofilmes são de grande interesse em biotecnologia, sendo sua utilização bastante intensa na área Ambiental, devido a três razões principais:

- elevados volumes de efluentes domésticos e industriais, são gerados diariamente, sendo necessário tratamento para serem despejados nos corpos receptores;



- As populações naturais ou mistas de microrganismos, que facilmente formam biofilmes, são utilizados;
- Os processos podem ser operados com elevadas concentrações de biomassa no reator, sem a necessidade de se promover a retenção e recirculação de biomassa.

Nos processos de tratamento, a biomassa pode crescer nos reatores de duas maneiras: na forma de flocos ou aderida a partículas sólidas formando uma fina camada chamada de biofilme.

Os biofilmes utilizados no tratamento biológico, são compostos de populações ou comunidades de microrganismos, como simples espécies de bactérias, fungos, protozoários, algas, leveduras entre outros, que se desenvolvem aderidos ou não à uma superfície sólida. Estes podem ser encontrados em toda superfície ambiental, contendo essencialmente uma umidade relativa presente.

Os biofilmes também podem ser definidos como uma estrutura complexa de células e produtos celulares, (CHARACKLIS, 1990), que formam espontaneamente grandes grânulos densos (LETTINGA, 1980 apud NICOLELLA et al., 2000a), ou crescem fixados sob uma superfície sólida estática (biofilmes estáticos) ou sob suporte suspensos (partículas-suporte de biofilmes) (HEIJNEN, 1984).

Pode-se observar na FIGURA 03 a estrutura do biofilme aderido a uma partícula sólida e em forma de flocos.

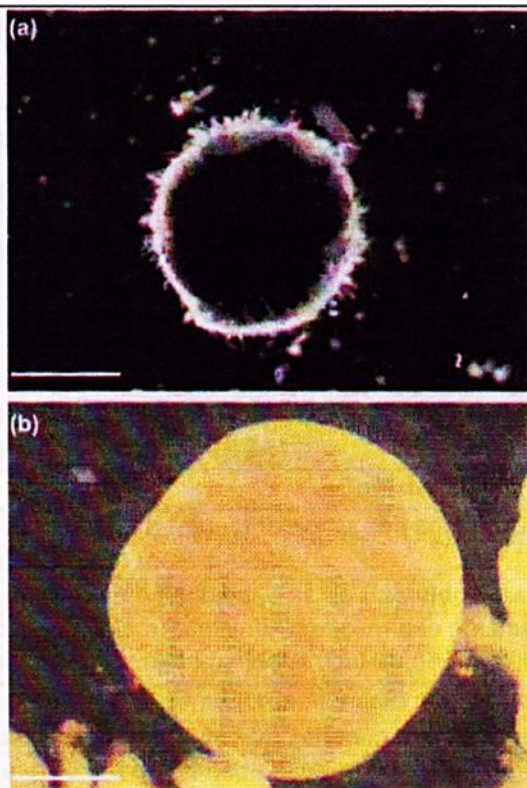


FIGURA 03 : Exemplos de partículas de biofilme – (a) Biofilme aderido a uma partícula sólida; (b) biofilme na forma de flocos. (Fonte: Nicollela et al, 2000b)

Em um reator aeróbio, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa com oxigênio, e outra, interna, desprovida de oxigênio.

O oxigênio dissolvido é o fator determinante no estabelecimento das camadas. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitrato. Em condições anaeróbias, ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos. Esta coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante característica dos sistemas com biofilmes (IWAI e KITAO. 1994).

3.6.1 FORMAÇÃO DO BIOFILME

O processo de formação de um biofilme pode ser compreendido como ocorrendo em três estágios (IWAI e KITAO, 1994). A TABELA 06 e a FIGURA 03 apresentam as principais características destas três etapas, associadas à espessura do biofilme:

TABELA 06 – Estágios da formação do biofilme em meio suporte (baseado em IWAI e KITAO, 1994)

Espessura do biofilme	Características
Fina	O filme é fino e frequentemente não cobre toda a superfície do meio suporte
	O crescimento bacteriano se dá Segundo uma taxa logarítmica
	Todos os microrganismos crescem nas mesmas condições, com o crescimento sendo similar ao de uma biomassa dispersa
Intermediária	A espessura do filme torna-se muito maior
	A taxa de crescimento bacteriano torna-se constante
	A espessura da camada ativa permanece inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme
	Caso o suprimento de matéria orgânica seja limitado, os microrganismos assumem um metabolismo suficiente apenas para a sua manutenção, não havendo crescimento bacteriano
	Caso o suprimento de matéria orgânica seja inferior aos requisitos para manutenção, a espessura do biofilme torna-se menor
Elevada	A espessura do biofilme atinge um valor bastante elevado
	O crescimento microbiano é contraposto pelo próprio decaimento dos organismos, pelo consumo por outros organismos e pela tensão de Cisalhamento
	Partes do biofilme podem ser desalojadas do meio suporte
	Caso o biofilme continue a crescer, sem ser desalojado do meio suporte ocorrerão entupimentos do biofiltro

FONTE: von SPERLING (1996)

O desenvolvimento do biofilme é caracterizado como a diferença entre o crescimento dos microrganismo somado com a aderência e o seu desprendimento (NICOLELLA et al,2000a). Esta diferença determina a estrutura física do biofilme.

Os sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolizadas e reduzidas a moléculas de menores dimensões. Os produtos finais do metabolismo são transportados em sentido

contrário, na direção da fase líquida (IWAI e KITAO, 1994). A FIGURA 04 ilustra o princípio de funcionamento de um biofilme no tratamento de esgotos.

A formação do biofilme é fortemente influenciada pelas condições hidrodinâmicas dos reatores, alterando sua espessura e densidade. A condição de fluxo turbulento garante uma maior interação entre as partículas por meio do atrito, ocasionando o controle da espessura e melhorando a condição do transporte de nutrientes às regiões mais profundas através de processos difusivos (NICOLELLA et al, 2000a).

Além do atrito, as tensões de cisalhamento entre o meio líquido e a superfície também provocam alterações de espessura. Pode-se observar o efeito do meio líquido sobre as biopartículas na FIGURA 04.

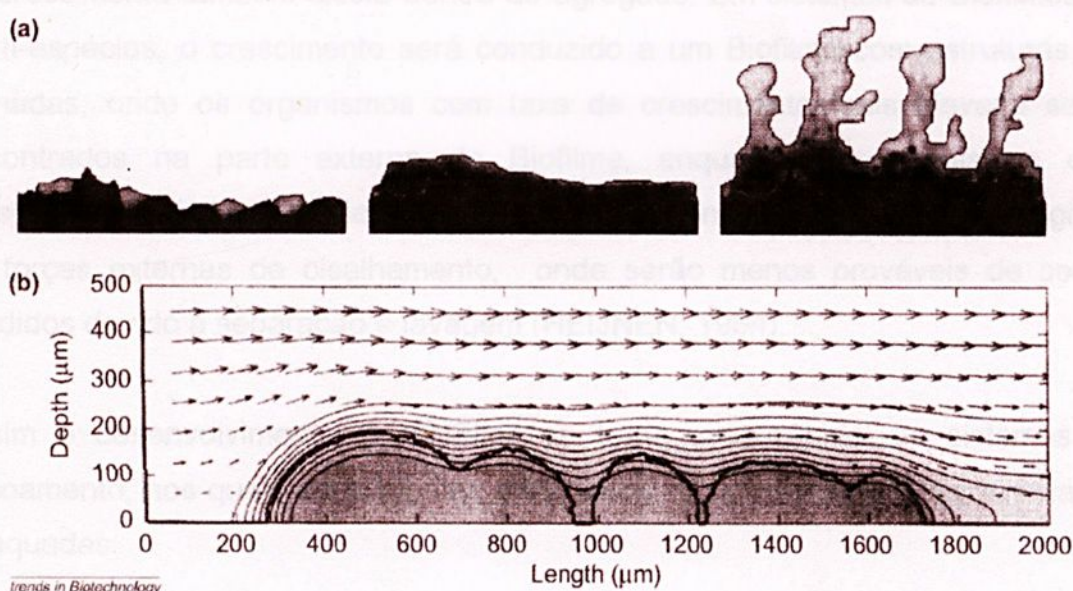


FIGURA 04 : Estrutura do biofilme – (a) representação esquemática da influencia da concentração do substrato (aumentando da esquerda para direita) e das forças de atrito (aumentando da esquerda para direita); (b) simulação do biofilme sob a ação do campo de velocidades (Fonte: NICOLELLA et al, 2000b).

O aspecto negativo da influência da hidrodinâmica, é que dependendo das condições de fluxo, o desprendimento de grandes quantidades de biomassa ativa

aderida poderá ocorrer e conseqüentemente serem lavadas do reator devido à alta velocidade de escoamento.

Os substratos (matéria orgânica, micronutrientes) e fontes de oxigênio, precisam atravessar a interface sólido-líquido, e serem transportados através do agregado para alcançar as células microbianas e, conseqüentemente, consumidos. Este transporte é em geral por difusão e resulta em um gradiente de concentração dentro do agregado. A profundidade da penetração de substratos em Biofilmes depende principalmente da sua porosidade, concentração de substrato na maior parte do líquido, transferência de massa na interface Biofilme-líquido e velocidade de reação no Biofilme (HEIJNEN, 1984).

Devido a difusão do gradiente de concentração do substrato, um gradiente da taxa de crescimento também existe dentro do agregado. Em sistemas de Biofilmes de multi-espécies, o crescimento será conduzido a um Biofilme com estruturas em camadas, onde os organismos com taxa de crescimento mais elevada serão encontrados na parte externa do Biofilme, enquanto os organismos com crescimento mais lento serão encontrados na parte interna do mesmo, protegidos de forças externas de cisalhamento, onde serão menos prováveis de serem perdidos devido a separação e lavagem (HEIJNEN, 1984).

Assim o desenvolvimento do biofilme se torna mais rápido em sistemas de escoamento, nos quais os nutrientes adequados são disponíveis em quantidades adequadas.

3.6.2 REATORES UASB

O reator tipo UASB ("Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor"), ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, foi desenvolvido na Holanda por Lettinga, no final da década de 70, para o tratamento de efluentes industriais.



A partir deste ponto muitos estudos foram desenvolvidos por diversos autores sobre as diversas características e propriedades deste tipo de reator.

Para GONÇALVES et al (1997) os reatores anaeróbios do tipo UASB tem sido utilizados com sucesso em indústrias que geram efluentes semelhantes aos do curtume, apresentam baixo custo, facilidade operacional, baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais no Brasil devido à elevadas temperaturas, com isso praticamente todas as análises de alternativas de tratamento incluem esses reatores como uma das principais opções.

BORZACCONI & LOPES (1994) apresentam alguns dados sobre reatores UASB tratando efluentes industriais de cervejaria, malteria, destilaria, leveduras, refrescos e laticínios.

De acordo com CHERNICHARO (1997), a digestão anaeróbia se processa em dois estágios. No primeiro estágio as bactérias fermentativas ou formadoras de ácidos convertem orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em materiais dissolvidos mais simples (hidrólise), que logo são convertidos em ácidos graxos voláteis de cadeia curta (acidogênese) – ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S e outros .

No segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, CO , H em compostos que formam os substratos para a produção de metano (acetogênese) que, por sua vez, são finalmente convertidos em CH_4 e CO_2 . As bactérias responsáveis pela formação de metano e CO_2 são denominadas metanogênicas e são estritamente anaeróbias (SILVA, 1996).

E no caso do tratamento do efluente de curtume, o processo de digestão anaeróbia terá mais um estágio, denominado sulfetogênese, onde sulfato e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação das bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras de sulfato (ou bactérias



sulforredutoras), as quais são responsáveis pela emissão de odores (SILVA, 1996).

Entretanto, de acordo com CHERNICHARO et al (1998) os reatores anaeróbios tem dificuldades em produzir um efluente que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, as eficiências de remoção da matéria orgânica costumam ser insatisfatórias para o lançamento direto dos efluentes tratados nos corpos receptores.

Por este motivo, embora o UASB seja um reator que inclui amplas vantagens, principalmente no que diz respeito a requisitos de área, simplicidade de operação, manutenção e redução média de matéria orgânica, é importante que seja incluída uma etapa de Pós-Tratamento para polimento de seus efluentes.

3.6.3 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

Segundo GONÇALVES et al (1996), dentre os novos processos aeróbios com biomassa fixa, os biofiltros aerados submersos foram os que experimentaram o maior desenvolvimento industrial, a partir dos anos 70.

O biofiltro aerado é constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual efluente e ar fluem permanentemente. Para CHERNICHARO (2001), dentre os processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;



- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica.

Segundo GONÇALVES (1996), o princípio de purificação dos efluentes nos Biofiltros está baseado na biofiltração através de um meio granular que serve para dois propósitos:

- Conversão biológica da matéria orgânica pela biomassa aderida ao meio suporte;
- Retenção física de partículas suspensas por meio de filtração através do leito filtrante.

Os compostos orgânicos são estabilizados no interior do biofilme, difundindo-se através da interface líquido-biofilme, e depois através do próprio biofilme. Os produtos finais de degradação são transportados no sentido inverso. As condições hidrodinâmicas dos biofiltros favorecem o desenvolvimento de um biofilme fino, altamente ativo. A associação da turbulência com a elevada velocidade do líquido controla a espessura do biofilme.

A estabilidade em relação a choques de temperatura e compostos tóxicos é decorrência da espessura do biofilme, que aumenta quando a temperatura cai ou a concentração de compostos tóxicos ultrapassa o valor de inibição, reduzindo a sensibilidade do processo.

Vários aspectos tecnológicos são essenciais para a diferenciação das diversas configurações de Biofiltros. Entre eles, estão:

- tipo de material suporte;
- sentido de fluxo hidráulico;
- sistema de aeração;
- sistema de lavagem do meio filtrante.



O sentido do fluxo hidráulico pode influenciar na retenção de sólidos suspensos, transferência de oxigênio para o líquido, evolução da perda de carga, tipo de lavagem, gastos energéticos e produção de odores.

O fluxo de ar só é viável no fluxo ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. Portanto, existem duas possibilidades de fluxo hidráulico:

- co-corrente: fluxos de ar e líquido ascendentes;
- contracorrente: fluxo de ar e líquido em direções opostas.

Os primeiros biofiltros aerados surgiram no início dos anos 80, sendo concebidos para realizar a remoção de sólidos suspensos e a oxidação da matéria orgânica em esgotos domésticos. Suas principais vantagens são a pequena ocupação, operação simples, o aspecto modular, baixo impacto ambiental, simplificando extensões futuras, efetivo no tratamento de odores, e a eliminação da decantação secundária, suprimindo problemas de separação de lodo em unidades de clarificação (CHERNICHARO, 2001).

Segundo MOTTA (1995), esse tipo de tecnologia tem sido uma opção muito promissora para o tratamento em nível secundário de esgotos domésticos e de efluentes industriais, além de ser viável tanto para efluentes concentrados (DQO elevada) como para efluentes diluídos (DQO baixa).

Este reator possui biomassa fixa a um suporte, proporcionando elevadas concentrações de biomassa ativa no seu interior, mesmo sem recirculação do lodo, gerando várias facilidades operacionais. Além disso, a biomassa aderida ao recheio aumenta o tempo de retenção dos sólidos (ou idade do lodo), tornando o sistema mais resistente a choques de cargas hidráulica e orgânica.

Com relação ao material do meio suporte, os materiais granulares de origem mineral são os mais utilizados nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) em



operação atualmente. Grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos filitosos são os mais comuns.

Por outro lado, a utilização de materiais sintéticos intensificou-se no início dos anos 90, gerando novos processos com meio flutuante ou estruturado (não granular). Meios granulares compostos por materiais tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico, tem sido utilizados (CHERNICHARO, 1998). No presente projeto, o biofiltro aerado, com fluxo ascendente, utiliza um meio suporte flutuante constituído de bilhas de isopor, com diâmetro de 5 mm.

De acordo com CHERNICHARO (2001), estações de tratamento com biofiltros submersos, com capacidade de tratamento populacional, variando de 10.000 a 1.000.000 de habitantes, encontram-se em operação na Europa. Protótipos industriais foram estudados pelo órgão de saneamento da região parisiense, com vistas à adequação da estação de tratamento de Achères (5 milhões de hab.eq.) aos novos padrões europeus de qualidade de efluentes. Aproximadamente 50 unidades de menor porte operam atualmente no Japão, principalmente para tratamento de despejos industriais, e uma dezena na América do Norte.

Segundo GONÇALVES et al (1997) as principais características dos Biofiltros são: compacidade, alta concentração de biomassa ativa no volume reacional, idade do lodo elevada, pequena produção de lodo, resistência aos choques (hidráulicos e de carga orgânica) e possibilidade de cobertura evitando problemas com odores e impacto visual.

Dentre os vários processos de Pós-Tratamento, escolheu-se o biofiltro aerado submerso por apresentar várias características em comum com o reator UASB. E também por este reator apresentar poucas experiências realizadas, restritas à escala laboratorial, funcionando como etapa aeróbia do tratamento.



3.7 APLICAÇÃO DO BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB

No Brasil, associados em série a reatores UASB, os biofiltros aerados vêm recentemente sendo utilizados como unidades de pós-tratamento de efluentes em pequenos e médios Municípios.

Com inúmeras simplificações em relação aos processos similares da Europa, novos biofiltros surgidos no Brasil permitiu conceber Estações de Tratamento de Esgotos compactas em pequenos e médios Municípios, em virtude dos baixos custos de implantação, operação e manutenção, aliado ao reduzido índice de mão de obra qualificada, simplicidade operacional, apresentam baixos valores de consumo energético, baixa produção de lodos, e a necessidade de pequenas áreas para implantação (CHERNICHARO apud BOF et al., 2001).

Os biofiltros aerados são capazes de atingir diferentes objetivos de qualidade: oxidação de matéria orgânica (PUJOL et al. 1992), nitrificação secundária ou terciária (CARRANDE et al. apud CHERNICHARO, 1990; TSCHUI et al., 1993), desnitrificação (LACAMP et al., 1992), e a desfosfatação físico-química (GONÇALVES et al., 1992).

Os biofiltros podem se constituir numa excelente opção de pós-tratamento de reatores UASB devido a sua capacidade de remover os compostos solúveis e reter as partículas em suspensão do efluente anaeróbio no mesmo reator, caracterizando assim uma etapa de polimento do efluente.

Em contrapartida, os reatores UASB podem substituir com vantagens incontestáveis os decantadores primários, utilizados na maioria das estações com biofiltros em operação para o tratamento secundário de esgoto doméstico na Europa (GONÇALVES et al, 1997). Embora, poucas experiências restritas à



escala laboratorial, foram realizadas com biofiltros funcionando como etapa aeróbia do processo.

O processo de lodos ativados para pós-tratamento de reatores UASB tem sido objeto de várias pesquisas, apresentando como características a flexibilidade operacional e possibilidade de remoção de nutrientes, mas a elevada mecanização, elevado custo de implantação, manutenção e operação mais sofisticada tornam este sistema desvantajoso.

De acordo com GONÇALVES et al (1997), os biofiltros aerados apresentam vantagens com relação aos sistemas de lodos ativados como unidades de pós-tratamento do efluente de reatores UASB. Eles não necessitam de uma etapa de clarificação complementar, são mais compactos e não estão sujeitos a problemas ligados à sedimentabilidade do lodo, devido à ocorrência de bactérias filamentosas. Sua função restringe-se sobretudo à remoção de compostos solúveis remanescentes no efluente anaeróbio, o que reduz sensivelmente a necessidade de lavagem do processo para remoção de biomassa em excesso.



A FIGURA 13 mostra as unidades do sistema de tratamento de efluentes do curtume Fuga Couros Jales LTDA.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A estação experimental piloto foi montada nas dependências do curtume Fuga Couros Jales para a realização da pesquisa.

O curtume Fuga Couros Jales LTDA, situa-se à Rodovia Vitério Prandi, entre os municípios de Jales e Dirce Reis, no Km 01. Industrializa em média 1.000 couros bovinos/dia até a etapa “wet-blue”, totalizando em média 25 toneladas de matéria prima/dia, seja na forma de couros verdes ou frescos ou ainda couros salgados, contando com cerca de 120 funcionários.

O curtume gera cerca de 500 m³ de efluentes por dia, que são tratados em estação de tratamento própria, localizada nas dependências do curtume. Esta estação é composta por caixa de gordura, microfiltro rotativo, tanque de homogeneização com aeradores, sistema de coagulação e floculação, decantação primária, lodos ativados com aeração prolongada, decantação secundária, lagoa aerada facultativa e lagoa de maturação com Tempo de Detenção Hidráulica aproximado de 18 dias, produzindo efluente final com DBO inferior a 100 mg/L. Ainda possui um aterro industrial controlado e sistema de reciclo de banho de caleiro. (LÉO, 2002)

A FIGURA 05 mostra as unidades do sistema de tratamento de efluentes do curtume Fuga Couros Jales LTDA.

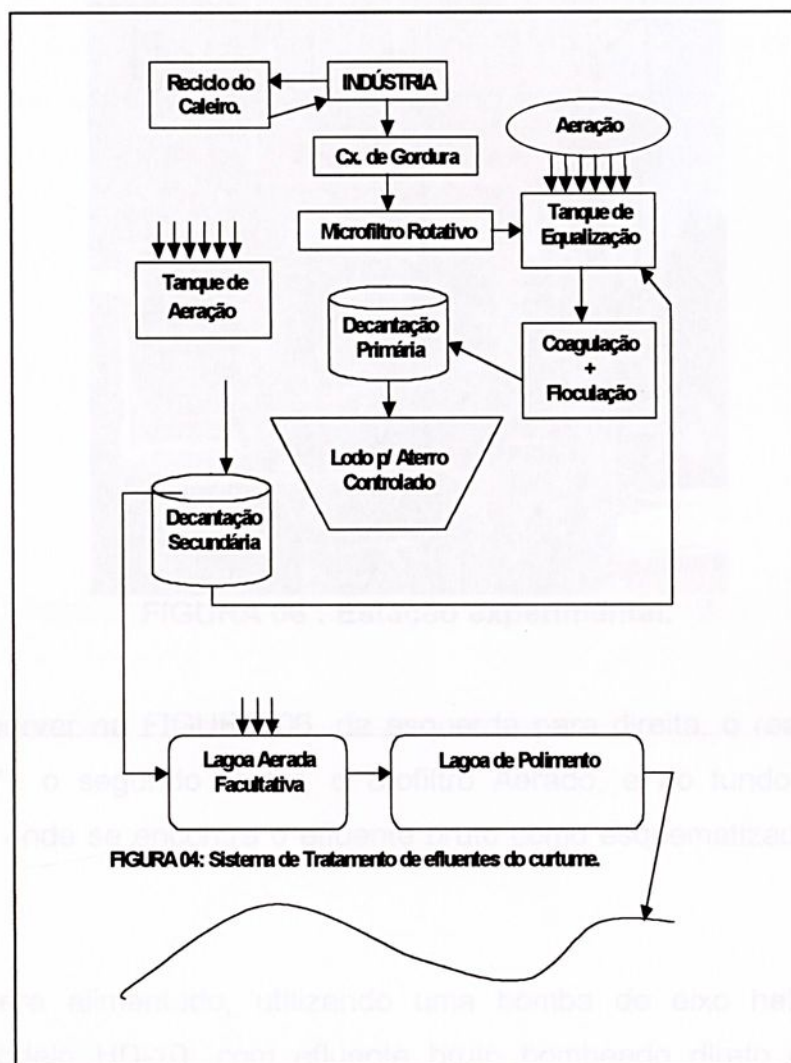


FIGURA 05: Sistema de Tratamento de efluentes do curtume (LÉO, 2002).

4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

A estação piloto contou com a infra-estrutura necessária, como energia elétrica, iluminação, suporte metálico para as unidades de tratamento, abrigo para as bombas hidráulicas e para o compressor de ar e proteção das instalações elétricas.

A FIGURA 06, pode-se observar uma foto ilustrativa do sistema experimental.



FIGURA 06 : Estação experimental.

Pode-se observar na FIGURA 06, da esquerda para direita, o reator UASB em forma de "Y", o segundo reator, o Biofiltro Aerado, e ao fundo o tanque de equalização onde se encontra o efluente bruto como esquematizado na FIGURA 07.

O sistema era alimentado, utilizando uma bomba de eixo helicoidal marca Geremia, modelo HD-10, com efluente bruto bombeado direto do tanque de equalização existente, ao Decantador de Coluna, que foi montado com tubo PVC de 250 mm de diâmetro, altura de 2 m, de fluxo ascendente e vazão de 12 L/h, com o intuito de evitar entupimentos no reator UASB.

O efluente seguia do Decantador por gravidade para uma caixa de reserva, cujo efluente se encontrava armazenado, o que permitia ao UASB, funcionamento contínuo, sem interrupções durante as descargas de lodo feitas no Decantador. Esta caixa de reserva foi montada com tubo de PVC, de 200 mm de diâmetro e altura de 1 m. Desta caixa, este efluente era bombeado para o reator UASB por

uma bomba dosadora, na vazão de projeto. O efluente do reator UASB era encaminhado por gravidade ao Biofiltro Aerado de fluxo ascendente e contínuo.

7 - Saída do efluente final

O monitoramento dos dados foi feito analisando o processo que ocorre no Biofiltro, objeto de estudo desta pesquisa.

10 - Saída do resíduo de lodo de excesso

O Biofiltro Aerado (FIGURA 08) instalado na estação experimental contou com o suporte do Auxílio-Pesquisa (Processo FAPESP nº 01/02019-3).

A FIGURA 07 mostra esquematicamente o sistema montado.

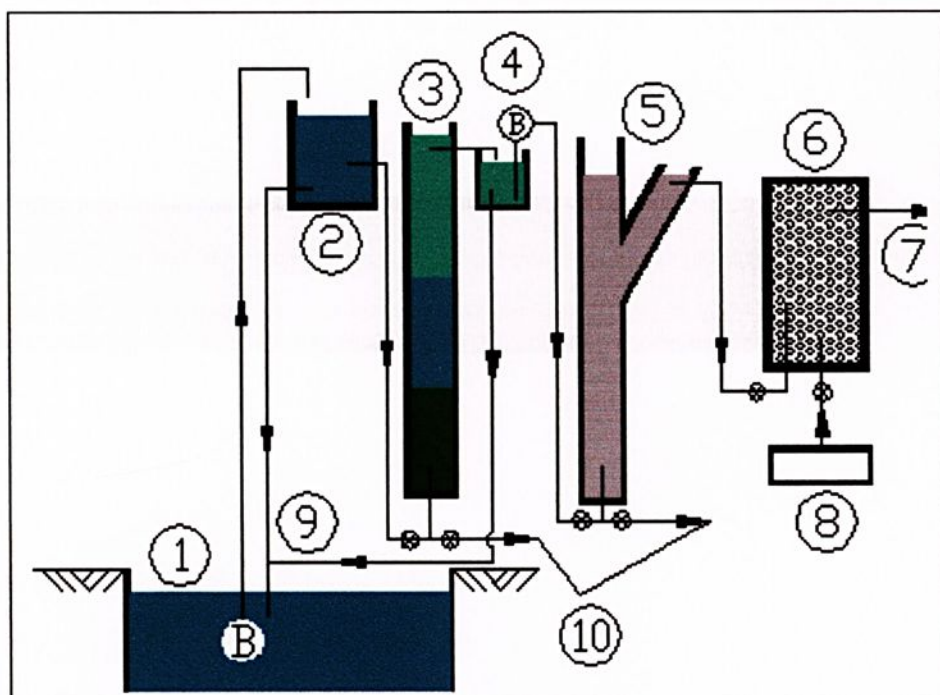


FIGURA 07 : Esquema Experimental.

Os itens numerados representados na FIGURA 07 são:

- 1 - Tanque de equalização existente e bomba submersível de diafragma.
- 2 - Caixa de nível constante.
- 3 - Decantador de coluna.
- 4 - Caixa coletora e bomba dosadora.

-
- 5 - Reator UASB com separador de fases em forma de "Y".
 - 6 - Biofiltro Aerado.
 - 7 - Saída do efluente final.
 - 8 - Sistema soprador de ar.
 - 9 - Tubulações de retorno do excesso de efluente.
 - 10 - Saídas de descarte de lodo de excesso.

FIGURA 08 : Esquema do Biofiltro Aerado.

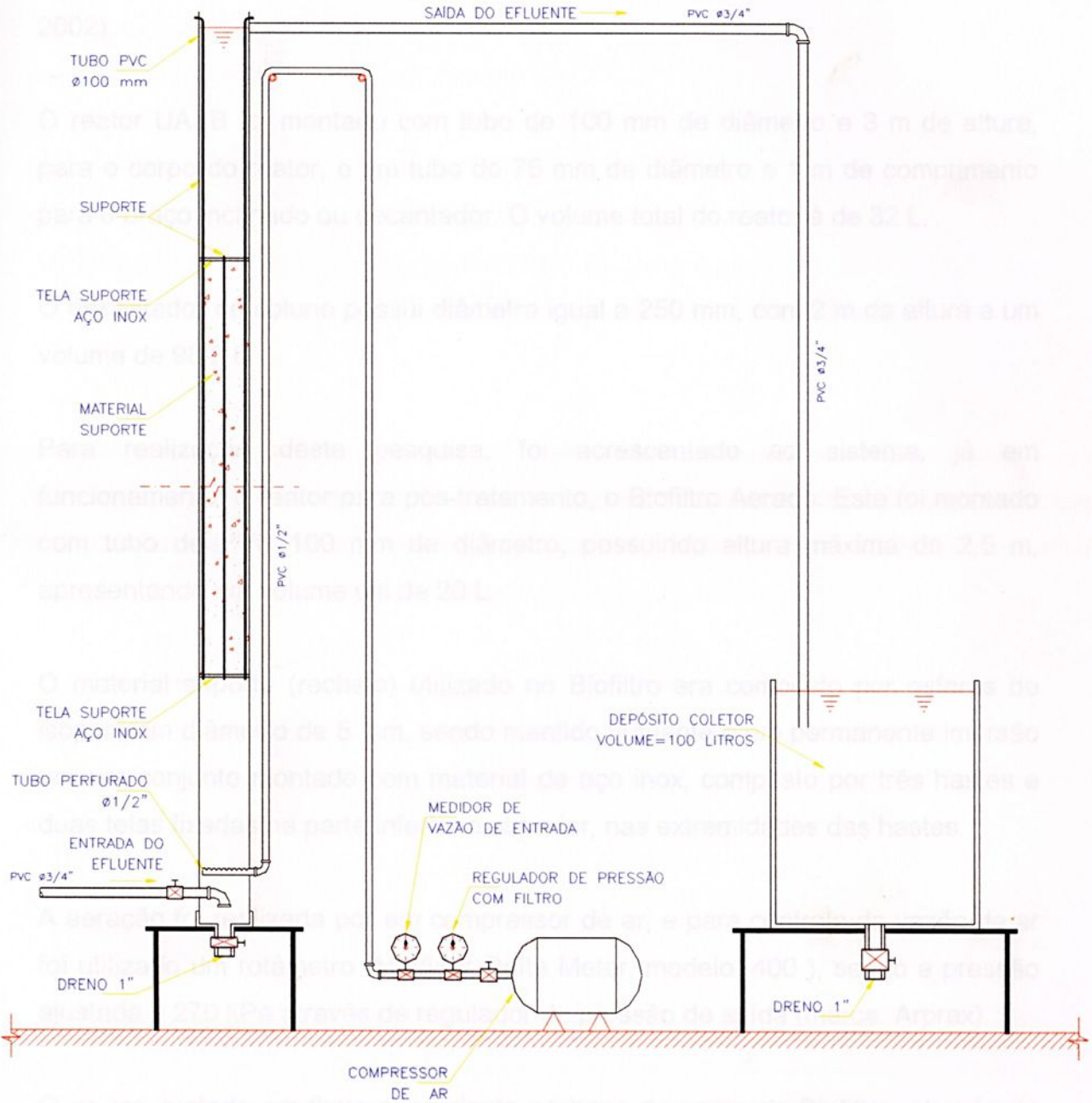


FIGURA 08 : Esquema do Biofiltro Aerado.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA

A estação piloto foi construída em agosto/2000, a fim de estudar o comportamento do reator UASB em forma de Y, no tratamento de efluentes de curtumes (LÉO, 2002).

O reator UASB foi montado com tubo de 100 mm de diâmetro e 3 m de altura, para o corpo do reator, e um tubo de 75 mm de diâmetro e 1 m de comprimento para o braço inclinado ou decantador. O volume total do reator é de 32 L.

O decantador de coluna possui diâmetro igual a 250 mm, com 2 m de altura e um volume de 98,2 L.

Para realização desta pesquisa, foi acrescentado ao sistema, já em funcionamento, o reator para pós-tratamento, o Biofiltro Aerado. Este foi montado com tubo de PVC 100 mm de diâmetro, possuindo altura máxima de 2,5 m, apresentando um volume útil de 20 L.

O material suporte (recheio) utilizado no Biofiltro era composto por esferas de isopor com diâmetro de 5 mm, sendo mantido flutuante e em permanente imersão por um conjunto montado com material de aço inox, composto por três hastes e duas telas fixadas na parte inferior e superior, nas extremidades das hastes.

A aeração foi realizada por um compressor de ar, e para controle da vazão de ar foi utilizado um rotâmetro (Medidor Delta Meter, modelo: 400), sendo a pressão ajustada a 270 kPa através de regulador de pressão de saída (marca: Arprex).

O ar era injetado em fluxo ascendente na base do corpo do Biofiltro, através de um anel de PVC de 1" preenchido com várias camadas de membrana de microfibra sintética em conjunto com bidins, conectado a um tubo de 10 cm, o qual era ligado a uma mangueira acoplado ao compressor. Este borbulhador promovia

a aeração do sistema na forma de bolhas médias, que atravessava o reator em fluxo ascendente, no mesmo sentido do efluente.

O Biofiltro foi inoculado com efluente da segunda lagoa (lagoa aerada), unidade do sistema de tratamento do Fuga Couros, preenchendo o volume total do reator, sendo em seguida iniciado o processo.

4.3 OPERAÇÃO DA UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO

O Biofiltro foi operado pelo período de 12 meses, definindo-se 3 fases de operação, em função das mudanças, a fim de obter maior qualidade do efluente.

• FASE I

Considerou-se como Fase I o período inicial de operação, testes preliminares, onde foi utilizado apenas 1m da altura total do Biofiltro (volume de 8 L), sendo preenchido 0,8 m da sua altura pelo recheio (volume de 6,3 L).

Devido a falta de controle na vazão de ar do rotâmetro, por este não fornecer leituras de vazões menores que 130 L/h e pelo interesse em estudar o aumento do tempo de detenção hidráulica do efluente no Biofiltro, optou-se por utilizar a altura total do Biofiltro.

• FASE II

Em sequência, na Fase II, o Biofiltro foi testado com sua altura máxima de 2,5 m (volume de 20 L), com material suporte preenchendo 16 L do volume do reator, com espessura de 1,5 m. A vazão de ar analisada no Biofiltro foi de 130 L/h, utilizando um borbulhador de membrana sintética. O efluente de curtume alimentou o sistema à vazão constante de 3 L/h.



• FASE III

E por fim, na Fase III manteve-se as características da segunda Fase como, altura máxima do Biofiltro, material suporte, e vazão do efluente de 3 L/h, acrescentando ao sistema a adição de Fósforo, e variação na vazão de ar, com a finalidade de melhorar as condições do meio, para um melhor crescimento da biomassa ativa no interior dos reatores.

O fósforo foi adicionado em diferentes concentrações, utilizando concentrações máximas de 30 mg/L decrescendo durante as análises, para uma concentração mínima de 15 mg/L, sendo fornecida diretamente na caixa coletora por uma bomba dosadora, e o sistema analisado também aumentando a vazão de ar variando de 100 a 300 mg/L.

4.4 ANÁLISES E MONITORAMENTO

Durante todo o período experimental foram realizadas análises de algumas variáveis, com o objetivo de avaliar o desempenho do Biofiltro Aerado, utilizando os pontos de amostragem da estação experimental, indicados a seguir:

- efluente bruto, coletado diretamente no tanque de equalização
- efluente do decantador de coluna
- efluente do reator UASB
- e efluente do Biofiltro Aerado

As amostras eram coletadas no início da manhã, retirando-se um volume de amostra que permitisse analisar cada parâmetro. As coletas eram realizadas semanalmente, com frequência de uma a duas vezes por semana.

Devido a Estação Experimental ser distante do laboratório de análises, as amostras coletadas eram armazenadas em embalagens plásticas, e transportadas



em um isopor à temperatura ambiente, sendo analisadas logo ao chegar no laboratório.

O monitoramento do Biofiltro Aerado baseou-se nos seguintes parâmetros: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrogênio total, fósforo total, DQO, DQO_F, DBO₅, sólidos totais, sólidos suspensos totais, sulfetos, com a frequência adotada de análises, conforme indicado na TABELA 07:

TABELA 07: Parâmetros de controle e frequência de coleta.

Parâmetro	Frequência	Ponto de coleta de amostra	
		Efluente do reator UASB	Efluente do Biofiltro Aerado
Temperatura	Diária	X	X
Sólidos Suspensos Totais	Semanal	X	X
Sólidos Totais	Semanal	X	X
DQO total	Semanal	X	X
DQO _{filtrada}	Semanal	X	X
DBO total	Semanal	X	X
Fósforo total	Semanal	X	X
pH	Semanal	X	X
Nitrogênio Total	Semanal	X	X
Nitrogênio Amoniacal	Semanal	X	X
Sulfetos	Semanal	X	X
OD	Semanal		X

Na TABELA 08 pode ser observada a técnica utilizada na realização de cada análise laboratorial.

As análises foram efetuadas nas dependências do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, com os equipamentos adquirido, pelo projeto aprovado pela FAPESP (Proc. 01/02019-3).

TABELA 08: Técnica utilizadas nas análises.

Análise	Técnica Utilizada
Temperatura	Data logger
Sólidos Suspensos Totais	Standard Methods
Sólidos Totais	Standard Methods
DQO total	Espectofotometria Hach
DQO _{filtrada}	Espectofotometria Hach
DBO total	Standard Methods
Fósforo total	Espectofotometria Hach
ph	Potenciométrico
Nitrogênio Total	Espectofotometria Hach
Nitrogênio Amoniacal	Espectofotometria Hach
Sulfetos	Standard Methods
Oxigênio Dissolvido	Standard Methods

A discussão dos resultados foi dividida em relação a cada fase experimental do sistema estudado.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS

O período experimental do Biofiltro teve início em abril de 2002, quando foi montado na estação experimental em escala piloto já em funcionamento com o reator UASB e decantador de coluna.

A primeira etapa, chamada por Fase I teve duração de 49 dias monitorando a fase preliminar do sistema, com vazão do efluente de 2 L/h, vazão de ar 130 L/h, e tempo de detenção hidráulica de 0,85 h.

A carga volumétrica do Biofiltro foi de 6,08 KgDBO/m³d, sendo a vazão de ar estimada para o tratamento era de 61 L/h, concluiu-se então que o Biofiltro necessitava de uma vazão menor de ar, condições que o rotâmetro da pesquisa não oferecia tais leituras.

Outro problema encontrado na Fase I, foi o tempo de detenção hidráulica, que devido a pequena altura do Biofiltro, de apenas 1 m, ocorria o curto circuito do efluente devido a vazão de ar ser muito elevada, o que diminuía ainda mais o tempo de contato do efluente com o biofilme dentro do reator.

A Segunda etapa, chamada por Fase II, com duração de 138 dias, o Biofiltro foi monitorado já com sua altura total de 2,5 m. Nesta fase, a vazão do efluente foi



aumentada para 3 L/h, a vazão de ar mantida a 130 L/h e com tempo de detenção hidráulica aumentada para 1,33 h.

A terceira etapa, Fase III teve duração de 92 dias. Nesta fase foi adicionado ao sistema o fornecimento de fósforo, sendo esta subdividida em duas partes: Fase III-A e Fase III-B. Na Fase III-A trabalhou-se a concentração de 30 mg/L de fósforo na alimentação do sistema, este era dosado por uma bomba, à caixa de reserva seguindo juntamente com o efluente para o reator UASB, mantendo-se a vazão do efluente em 3 L/h, a vazão de ar em 130 L/h e o tempo de detenção hidráulica de 1,33 h.

Na Fase III-B foi mantida uma concentração fixa de 15 mg/L de fósforo, vazão do efluente também a 3 L/h e variando desta vez a vazão de ar até 300 L/h, a fim de obter no efluente concentração de OD igual a 2 mg/L.

5.1 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE I

Os resultados obtidos no período de realização dos testes preliminares no sistema, no qual utilizou-se 1m da altura total do Biofiltro Aerado Submerso, foram analisados as variáveis de DQO_{total} , DBO_{total} , pH, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos, Sulfetos, Acidez Volátil e Alcalinidade que são apresentados nos gráficos das FIGURAS 09 a 57 e nas tabelas em anexo de A-1 a A-13.

5.1.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO_{total})

A determinação da DBO_{total} foi realizada nos efluentes bruto, efluente do decantador de coluna, efluente do reator UASB e efluente do Biofiltro Aerado Submerso, podendo ser observados os valores obtidos na tabela A-1.

O máximo, médio e mínimo valores encontrados no efluente bruto foram 1.292 mg/L, 873 mg/L e 496 mg/L, respectivamente. No efluente do decantador de



coluna estes valores foram 993 mg/L, 717 mg/L e 338 mg/L. E no efluente do UASB estes valores foram 441 mg/L, 351 mg/L e 266 mg/L.

No efluente do Biofiltro Aerado obteve-se valores de DBO_{total} bastante significativos, apresentando inicialmente 322 mg/L de DBO_{total} , decrescendo no decorrer de 43 dias, para 83 mg/L. Tendo como valor médio encontrado 225 mg/L.

A FIGURA 09 mostra os valores de DBO_{total} dos efluentes em cada unidade de tratamento da estação experimental.

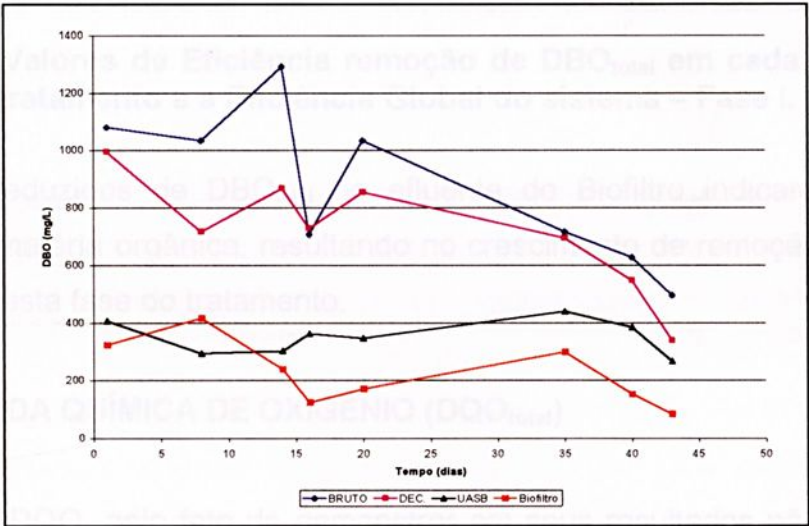


FIGURA 09: Valores de DBO_{total} em cada unidade de tratamento do sistema – Fase I.

A FIGURA 10 mostra o comportamento da eficiência de remoção de DBO_{total} de cada unidade do sistema:

A eficiência média de remoção de DBO_{total} , neste período no efluente do reator UASB foi de 47.5%, enquanto no efluente do Biofiltro Aerado, a média foi feita considerando a partir do 16º dia de tratamento, sendo esta eficiência de 55.8%. A eficiência média global foi de 74.4%.

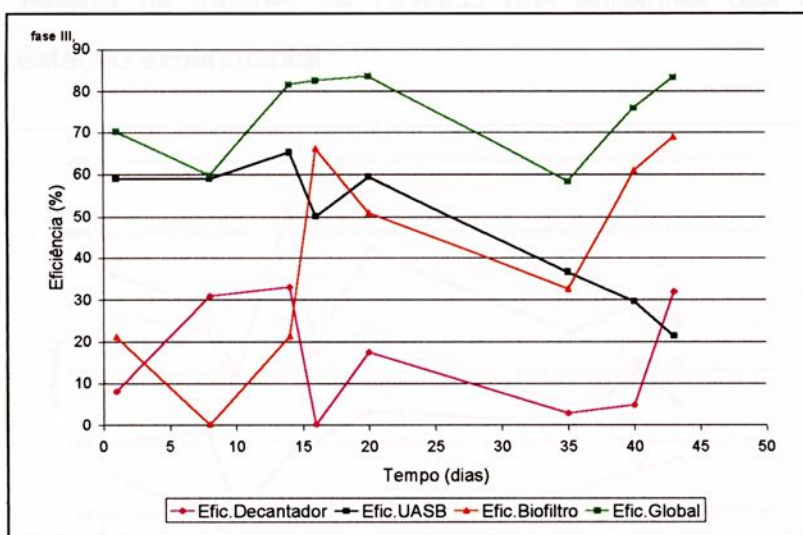


FIGURA 10: Valores de Eficiência remoção de DBO_{total} em cada unidade de tratamento e a Eficiência Global do sistema – Fase I.

Os valores reduzidos de DBO_{total} no efluente do Biofiltro indicaram um bom consumo de matéria orgânica, resultando no crescimento de remoção de DBO_{total} no decorrer desta fase do tratamento.

5.1.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO_{total})

A análise de DQO, pelo fato de demonstrar em seus resultados não somente a remoção dos materiais biodegradáveis, ou orgânicos, mas também dos produtos químicos inorgânicos e de difícil estabilização, se torna, no caso do estudo de efluentes industriais, o principal indicativo da potencialidade de aplicação da unidade de tratamento proposta. No efluente sanitário, onde a carga poluidora é quase totalmente orgânica, a demanda bioquímica de oxigênio, ou DBO, torna-se uma análise mais importante (LÉO, 2002).

A DQO_{total} foi testada nos efluentes bruto, decantador de coluna, UASB e no Biofiltro Aerado.

A Figura 11 mostra os valores de DQO_{total} nos efluentes das unidades de tratamento da estação experimental.

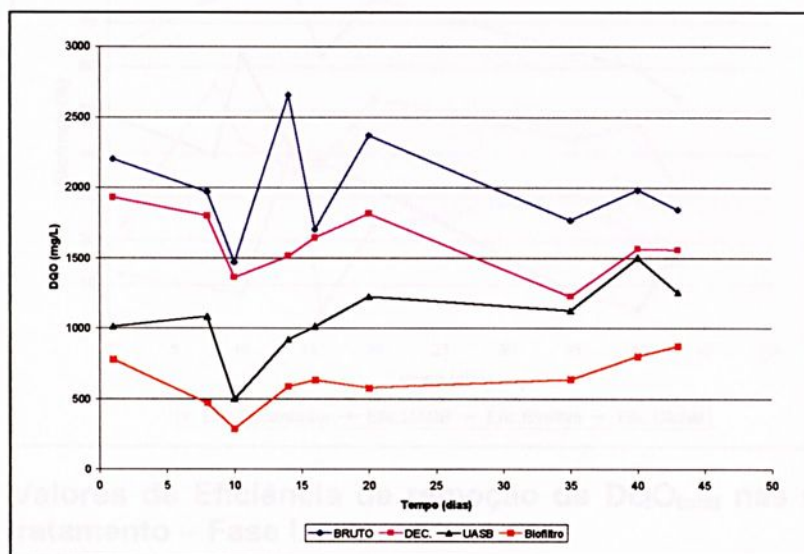


FIGURA 11: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento – Fase I.

O valor médio de DQO_{total} encontrado no efluente bruto foi de 1.994 mg/L, o máximo de 2.658 mg/L e o mínimo 1.468 mg/L. No efluente do decantador de coluna, os valores médio, máximo e mínimo foram 1599 mg/L, 1.926 mg/L e 1.224 mg/L. Para o efluente do reator UASB estes valores foram 1.070 mg/L, 1.502 mg/L e 500 mg/L.

Quanto aos resultados de DQO_{total} no efluente do biofiltro aerado, este apresentou variações em seus valores durante a fase inicial, obtendo em média 627 mg/L de DQO_{total} , valor bastante alto, resultando a mais baixa no 10º dia, em torno de 286 mg/L, percebendo-se um aumento no decorrer do tratamento. Por este e outros motivos, como por exemplo, o excesso de aeração para o pequeno volume do reator em razão do medidor não possuir uma vazão de ar menor, optou-se pela alteração no volume do biofiltro.

A evolução das eficiências de cada unidade de tratamento, bem como a global pode ser observada na FIGURA 12.

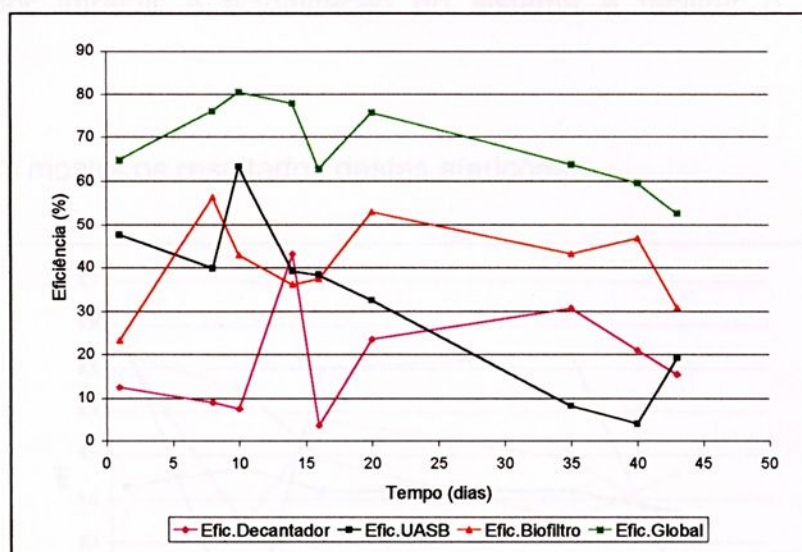


FIGURA 12: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento – Fase I.

A eficiência média de remoção de DQO_{total} no efluente do UASB neste período foi de 32.4%, enquanto no efluente do Biofiltro Aerado esta remoção foi de 41%. A eficiência média global foi de 68.2%.

5.1.3 pH

O pH dos efluentes foi aferido semanalmente na estação experimental, em cada uma das unidades de tratamento.

O pH do efluente bruto do curtume é corrigido sistematicamente no tanque de homogeneização do curtume com adição de cal hidratada, de modo a atingir valores superiores a 8.0, com o objetivo de evitar a emissão de maus odores no sistema de tratamento.

Como constatado por LÉO (2002), os efluentes bruto e do decantador mantiveram o pH com valores quase sempre acima de 8.0, o que constituiu numa boa característica para o desenvolvimento da biomassa bacteriana no reator

anaeróbio, por impedir a acidificação do sistema e facilitar o processo de tratamento.

A FIGURA 13 mostra os resultados destas aferições.

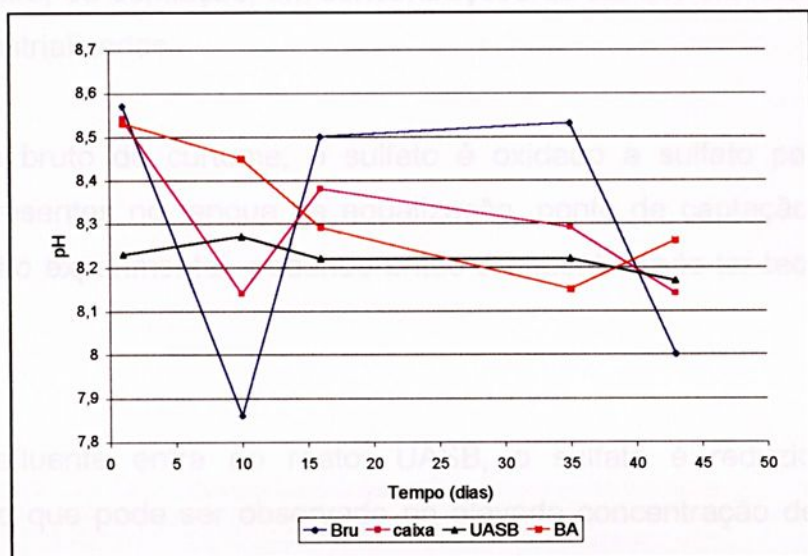


FIGURA 13: Valores de pH nas unidades de tratamento – Fase I.

A média dos valores de pH para o efluente bruto, no período, foi de 8,6, enquanto os valores máximo e mínimo foram 9,0 e 8,2, respectivamente. Para o efluente do decantador, o valor médio foi de 8,2, o máximo de 8,6 e o mínimo de 7,8. O efluente do reator UASB apresenta valores médio, máximo e mínimo de 8,1, 8,3 e 7,7.

No efluente do Biofiltro, nesta primeira fase de operação foi caracterizada por variações no pH, com valores médio, máximo e mínimo de 8,3, 8,5 e 8,2. Essa variação do pH efluente do Biofiltro, com valores maiores que do seu afluente, inicialmente, foi devido ao consumo de sulfeto no efluente do Biofiltro, por outro lado quando o pH do efluente é menor que o pH do afluente, deveu-se ao consumo de alcalinidade no mesmo.

5.1.4 SULFETOS

O sulfeto de sódio é um insumo bastante utilizado na industrialização do couro, na etapa de caleiro, ou depilação, em concentrações de até 3% em relação à massa de peles industrializadas.

No efluentes bruto do curtume, o sulfeto é oxidado a sulfato pela ação dos aeradores presentes no tanque de equalização, ponto de captação de efluente para a estação experimental, podendo então o efluente bruto ter teor elevado de sulfatos.

Quando o efluente entra no reator UASB, o sulfato é reduzido a sulfeto novamente, o que pode ser observado na elevada concentração de sulfetos na saída do reator, sendo em média 3,7 vezes maior que a quantidade existente no efluente do tanque de equalização, nunca sendo inferior, o que leva a certeza de que o sulfato afluente é reduzido a sulfeto no interior do UASB.

O sulfeto do efluente do reator UASB ao entrar no Biofiltro, pode ter sido novamente oxidado a sulfato, devido a aeração existente no reator, o que resultou na redução da concentração de 831 mg/L do UASB para 238 mg/L na saída do efluente final.

Os três pontos encontrados no efluente bruto, no efluente do decantador de coluna, no efluente do reator UASB e efluente Biofiltro foram de 233,30 mg/L, 227,7 mg/L, 831 mg/L e 238 mg/L respectivamente.

Os valores máximo e mínimo encontrados no efluente bruto foram de 258 mg/L e 217 mg/L, respectivamente. No efluente do decantador de coluna estes valores foram de 241 mg/L e 214 mg/L, e no UASB, os valores aferidos foram de 837mg/L

e 824 mg/L. Podendo-se observar que não houve variações consideráveis de sulfeto em cada unidade de tratamento.

Apesar de terem sido feitas apenas três análises durante esta fase, foi possível observar o comportamento constante da concentração de sulfeto no Biofiltro. Nas outras unidades, efluente bruto, efluente do decantador de coluna e efluente do UASB, estes resultados não sofreram variação, em relação aos resultados apresentados por LÉO (2002), onde este parâmetro era acompanhado.

No efluente do Biofiltro Aerado os valores máximo e mínimo de sulfeto foram de 247 mg/L e 232 mg/L, respectivamente.

Estes resultados mostram que há oxidação de sulfeto no efluente do decantador de coluna, porém em menor escala quando comparado ao que ocorre no efluente do Biofiltro, isto se deve a aeração no Biofiltro, que oferece oxigenação suficiente ao efluente sendo possível a conversão do sulfeto em maiores concentrações a sulfato.

A emissão de sulfato não é uma ameaça direta ao ambiente, pois é um ânion quimicamente inerte, não volátil e não tóxico. O maior problema associado ao tratamento biológico desses despejos, refere-se ao seu descarte em corpos receptores aquáticos, pois sob condições de anaerobiose, o sulfato utilizado pelas BRS, resulta na produção de sulfeto (H_2S) (SILVA, 1996).

5.1.5 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

Segundo CHERNICHARO (1996), a interpretação dos resultados de sólidos suspensos deve-se basear principalmente na análise de concentrações, e não na eficiência de remoção. Isto porque os sólidos que entram na estação são uma função do processo industrial, ao passo que os sólidos efluentes do tratamento

são predominantemente biológicos, gerados no processo de tratamento. Desta forma, não há a rigor, uma eficiência de remoção.

A FIGURA 15, apresenta os valores de Sólidos Suspensos em cada unidade de tratamento.

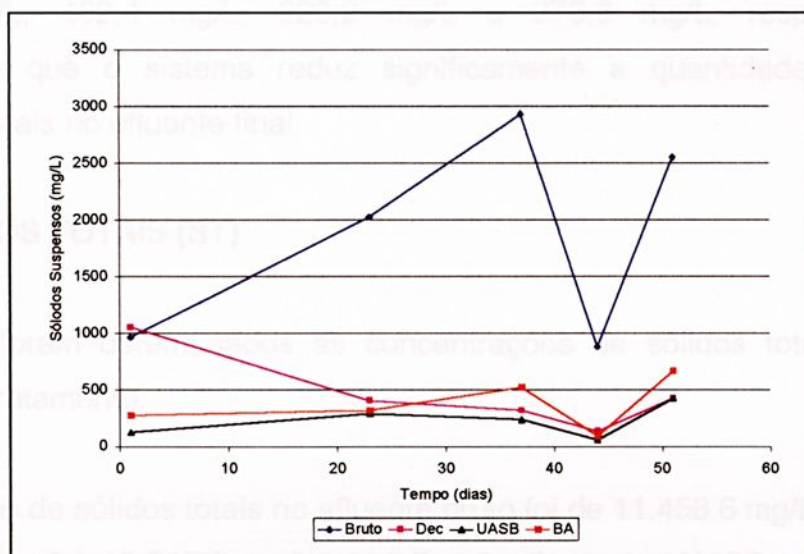


FIGURA 15: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento – Fase I.

Os sólidos em suspensão do efluente bruto variaram amplamente, desde valores mínimos de 880 mg/L até valores máximos de 2.930 mg/L. Apesar desta variabilidade e das elevadas concentrações normalmente prevalentes, a concentração do efluente do Biofiltro permaneceu baixa, variando de 87 mg/L a 663 mg/L.

No efluente do Biofiltro, os valores de sólidos suspensos foram superiores que no reator UASB, fato já esperado, devido a injeção de grande quantidade de ar no interior do Biofiltro, a aeração foi excessiva para o pequeno volume do reator, provocando o desprendimento de parte do biofilme, o que pode ter aumentado a concentração de sólidos suspenso no efluente final. Mesmo assim, diante da comparação com a concentração de sólidos suspensos no efluente bruto, os

resultados de redução de sólidos suspensos totais no efluente final ainda são bastante significativos.

Os valores médios aferidos, neste período, para o efluente bruto, para o efluente do Decantador de coluna, efluente do reator UASB e efluente do Biofiltro foram de 1.868,6 mg/L, 462,4 mg/L, 223,2 mg/L e 370,8 mg/L, respectivamente, demonstrando que o sistema reduz significativamente a quantidade de sólidos suspensos totais no efluente final.

5.1.6 SÓLIDOS TOTAIS (ST)

Nesta fase foram determinados as concentrações de sólidos totais em cada unidade de tratamento.

O valor médio de sólidos totais no efluente bruto foi de 11.458,6 mg/L, no efluente do decantador foi 10.545,2 mg/L, no efluente do reator UASB 10.019 mg/L, enquanto no efluente do Biofiltro o valor foi de 9.896,2 mg/L.

Os máximos e os mínimos valores encontrados foram: no efluente bruto 15.400 mg/L e 8.272 mg/L, no efluente do decantador foram 13.467 mg/L e 8.447 mg/L, no efluente do reator UASB foram 12.987 mg/L e 7.593 mg/L, e no efluente do Biofiltro foram 12.373 mg/L e 7.293 mg/L, respectivamente.

As quantidades de sólidos totais nos efluentes das unidades da estação experimental podem ser observadas na FIGURA 16.

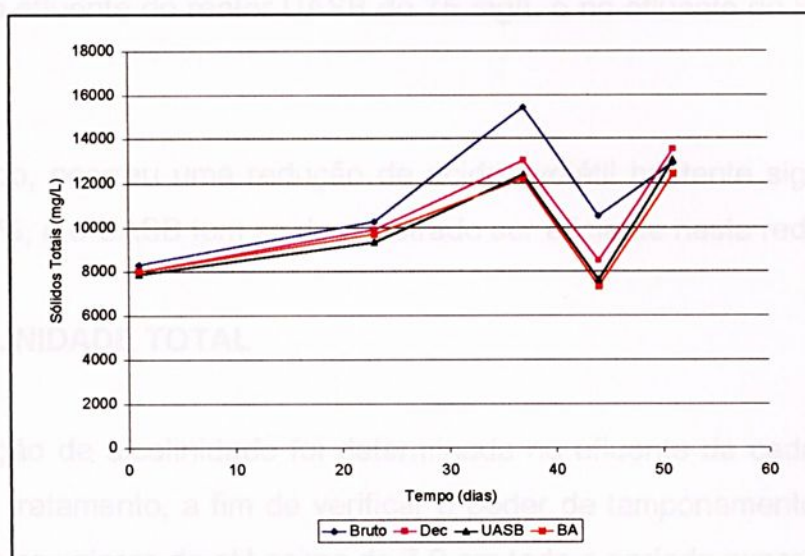


FIGURA 16: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento – Fase I.

O desempenho de remoção de sólidos totais no efluente do Biofiltro, melhorou a partir do 37º dia, apresentando melhor remoção dentre as demais unidades, sofrendo variações na concentração em função das variações ocorridas no efluente bruto.

Pelo resultado, o efluente de curtume estudado contém alto teor de sólido dissolvido que não são removidos no sistema de tratamento.

5.1.7 ACIDEZ VOLÁTIL

Nesta fase, foram feitas somente duas análises de acidez volátil, cujos resultados apresentaram-se constantes em cada unidade do tratamento.

No efluente do Biofiltro as concentrações encontradas foram consideravelmente baixas, fato esperado devido a alta concentração de alcalinidade.

As quantidades médias de ácidos voláteis aferidas nas unidade de tratamento foram, no efluente bruto de 144,5 mg/L, no efluente do decantador de coluna foi de

141 mg/L, no efluente do reator UASB de 75 mg/L e no efluente do Biofiltro foi de 41 mg/L.

Pelo resultado, ocorreu uma redução de acidez volátil bastante significativo, na ordem de 70%, e o UASB tem se demonstrado ser eficiente nesta redução.

5.1.8 ALCALINIDADE TOTAL

A concentração de alcalinidade foi determinada no efluente de cada unidade do processo de tratamento, a fim de verificar o poder de tamponamento do sistema, que manteve os valores de pH acima de 7.0 em todo o período experimental.

Os valores médios de alcalinidade nos efluentes bruto e do efluente do decantador de coluna foram de 169 mg/L e 165,67 mg/L, praticamente bem próximos. No efluente do reator UASB a alcalinidade total média foi de 242,33 mg/L, e no efluente do Biofiltro de 288,5 mg/L, apresentando um aumento na concentração de alcalinidade ao longo do tratamento.

Este crescimento na concentração da alcalinidade no efluente do UASB e no efluente do Biofiltro se dá também pelo decréscimo da acidez volátil bastante intensa nestas duas unidades do sistema de tratamento.

5.1.9 FATOR DE BIODEGRADABILIDADE (f_b)

O comportamento do fator de biodegradabilidade no efluente do Biofiltro pode ser observado, apresentando variações durante esta fase inicial.

Nesta primeira fase de monitoramento, o efluente do Biofiltro iniciou com um fator de biodegradabilidade “regular”, atingindo no 35º dia um fator de 0,71, considerado um fator “bom” segundo a classificação apresentada por CLASS & MAIA apresentada no item 3.2.

Os resultados dos fatores (f_b) encontrados no efluente do Biofiltro, podem ser vistos na FIGURA 19.

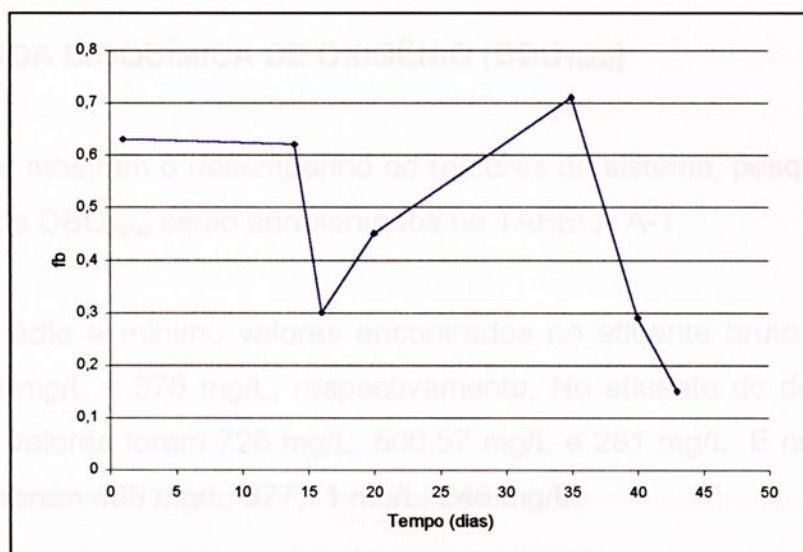


FIGURA 19: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado – Fase I.

Após atingir o valor máximo do fator de biodegradabilidade, este foi decrescendo ao longo do período, chegando ao final desta fase, com valor mínimo de 0,15 indicando “praticamente não biodegradável”.

5.2 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE II

Na segunda etapa, o biofiltro foi ajustado à sua altura máxima 2,5 m, proporcionando um aumento do seu volume útil, de 8 L para 20 L. A proposta de alteração do volume advém da noção de que com um volume maior, o reator poderia permitir um maior contato do efluente com o biofilme existente, ou seja, um maior tempo de detenção hidráulica. Visto que, o reator com altura de 1 m, acabava expulsando muito rapidamente o efluente para fora do mesmo, devido ao curto circuito.

O recheio do biofiltro também sofreu modificações, passando a ocupar 2,0 m da altura, um volume de 16 L, a vazão do efluente também sofreu modificações, sendo aumentada para 3 L/h. A aeração foi ajustada a 70 L/h, calculada em função da matéria cabonácea presente no efluente a ser tratado.

5.2.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO_{Total})

Os dados que mostram o desempenho do reatores do sistema, pesquisados para o parâmetro de DBO_{Total} estão apresentados na TABELA A-1.

O máximo, médio e mínimo valores encontrados no efluente bruto foram 1.341 mg/L, 807,86 mg/L e 378 mg/L, respectivamente. No efluente do decantador de coluna estes valores foram 726 mg/L, 500,57 mg/L e 281 mg/L. E no efluente do reator UASB foram 498 mg/L, 377,71 mg/L, 246 mg/L.

A FIGURA 20 mostra os valores de DBO_{total} dos efluentes em cada unidade de tratamento da estação experimental.

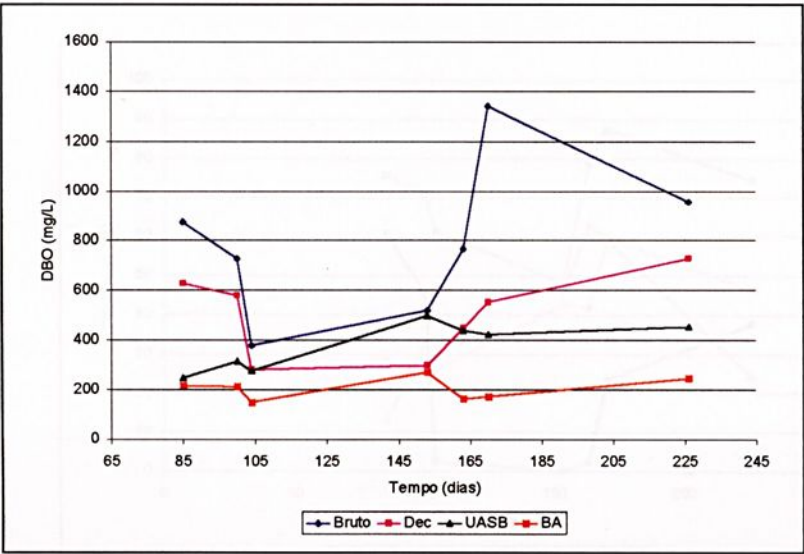


FIGURA 20: Valores de DBO_{Total} nas unidades de tratamento – Fase II.

FIGURA 21: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{Total} nas unidades de tratamento – Fase II.

No efluente do Biofiltro a concentração máxima de DBO_{Total} encontrada foi 270 mg/L, a média foi de 203,14 mg/L, que se comparada a Fase I, que foi 225 mg/L, apresentou uma melhora na eficiência de remoção de quase 10%. Por outro lado, a concentração mínima foi 147 mg/L no 104º dia.

Nesta fase, o comportamento do efluente do Biofiltro se apresentou, com concentrações mantidas constantes, apesar das variações ocorridas no efluente Bruto. A eficiência média de remoção de DBO_{total} no efluente do UASB neste período foi de 24.54% valor baixo, enquanto no efluente do Biofiltro Aerado esta remoção aumentou, no decorrer deste período do tratamento, com média de 43.66%.

A eficiência média global apresentou considerável aumento, obtendo 70.78% de remoção. Ainda insuficiente para atender os padrões estipulados pela legislação vigente.

A FIGURA 21 mostra o comportamento da eficiência global e de cada unidade do sistema:

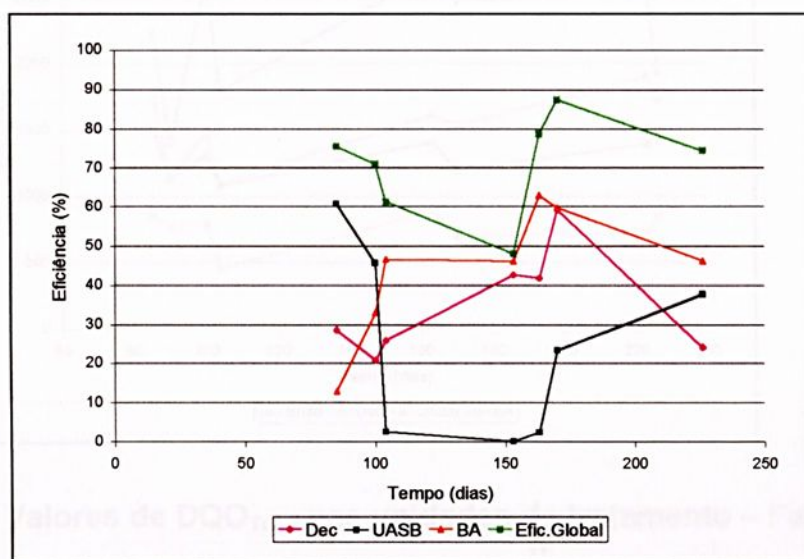


FIGURA 21: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{Total} nas unidades de tratamento – Fase II.

5.2.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO_{Total})

Os dados de DQO_{Total} encontrados nas unidades do sistema de tratamento, estão apresentados na TABELA A-3.

Os valores médios das unidades foram, no efluente bruto, 2.207,5 mg/L, no efluente do decantador de coluna, 1.534,5 mg/L e no efluente do reator UASB 1.315,25 mg/L. No efluente do Biofiltro, obteve-se um aumento no valor médio encontrado em relação a fase I, apresentando 752 mg/L de DQO_{total}.

O máximo valor encontrado no efluente bruto foi de 2.688 mg/L e o mínimo de 1.400 mg/L. Já no efluente decantador de coluna o valor máximo foi 1.896 mg/L e o mínimo de 1.100 mg/L.

A FIGURA 22 mostra os valores de DQO_{total} dos efluentes em cada unidade de tratamento da estação experimental.

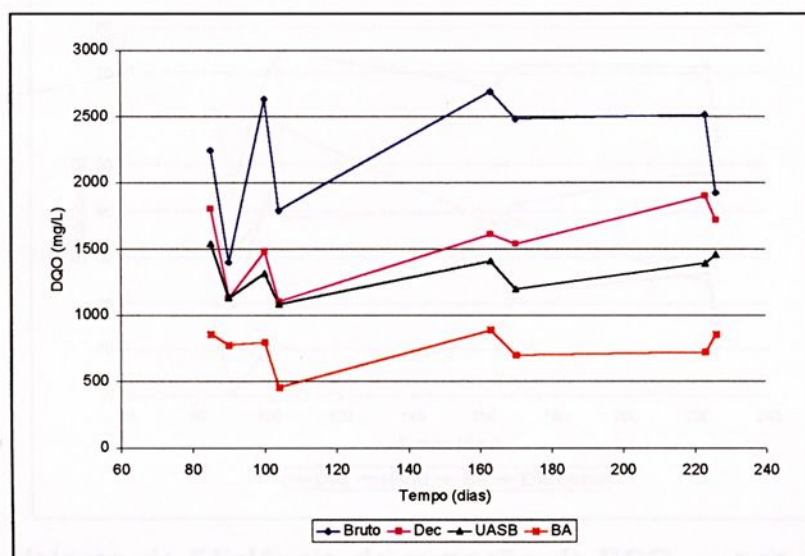


FIGURA 22: Valores de DQO_{Total} nas unidades de tratamento – Fase II.

Os efluentes do reator UASB e do Biofiltro obtiveram valores máximos de 1540 mg/L e 884 mg/L, e valores os mínimos encontrados foram 1080 mg/L e 452 mg/L.

Nesta fase II, a DQO_{total} igualmente como a DBO_{total} , apresentou sua menor concentração no 104º dia do tratamento.

A Figura 23 mostra os valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} dos efluentes em cada unidade de tratamento da estação experimental e a eficiência global.

A eficiência média do efluente do reator UASB foi de 13%, já o valor encontrado para o efluente do Biofiltro foi de 42.95% de remoção. A eficiência média de remoção global foi de 64.7%, valor inferior ao da Fase I que foi de 68.2%, que pode estar relacionada com os valores encontrados no efluente do reator UASB.

A redução na eficiência de remoção de DQO_{Total} no efluente do reator UASB, desta segunda fase em relação a fase anterior que foi de 32.4%, pode ser relacionada a falta de descargas de lodo não realizadas no reator neste período, ocasionando a perda de eficiência do mesmo.

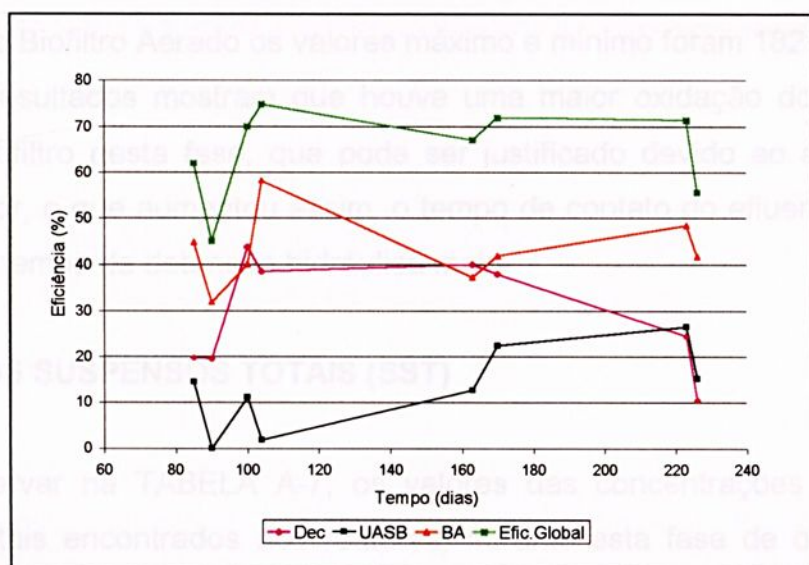


FIGURA 23: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{Total} nas unidades de tratamento – Fase II.

Contudo este fato não interferiu na eficiência do Biofiltro, que nesta segunda fase trabalhou em novas condições, mais promissoras, a uma vazão de efluente maior e com uma vazão menor de aeração, resultando contudo em um pequeno

aumento no seu valor de eficiência encontrado, lembrando que na fase I a eficiência do Biofiltro foi de 41%, respectivamente.

5.2.3 SULFETOS

Os valores médios encontrados nos efluentes bruto, no efluente do decantador de coluna, no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro são de 230,30 mg/L, 230 mg/L, 837,7 mg/L e 178 mg/L respectivamente.

Os valores máximo e mínimo encontrados no efluente bruto é 248 e 198 mg/L, no efluente do decantador de coluna 248 e 212 mg/L, já no efluente do UASB o valor aferido foi 909 mg/L e 761 mg/L. Podendo-se observar que não houve variações consideráveis nas unidades de tratamento, com exceção do efluente do Biofiltro que diminuiu consideravelmente sua concentração média em 25.2% em relação a Fase I.

No efluente do Biofiltro Aerado os valores máximo e mínimo foram 182 mg/L e 176 mg/L. Estes resultados mostram que houve uma maior oxidação do sulfeto no interior do Biofiltro nesta fase, que pode ser justificado devido ao aumento na altura do reator, o que aumentou assim, o tempo de contato do efluente, ou seja, obteve-se um tempo de detenção hidráulica maior.

5.2.4 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

Pode-se observar na TABELA A-7, os valores das concentrações de sólidos suspensos totais encontrados nos reatores, durante esta fase de operação. O efluente do Biofiltro apresentou variações, intercalando resultados de concentrações inferiores e superiores ao efluente do reator UASB. Fato que não implicou na maior ou menor remoção de sólidos suspensos, mas sim nas descargas de lodo feitas no reator UASB, de tempos em tempos, o que ocasionou resultados inferiores ao efluente do Biofiltro.



As quantidades de sólidos suspensos totais nos efluentes das unidades da estação experimental podem se vistas na FIGURA 25.

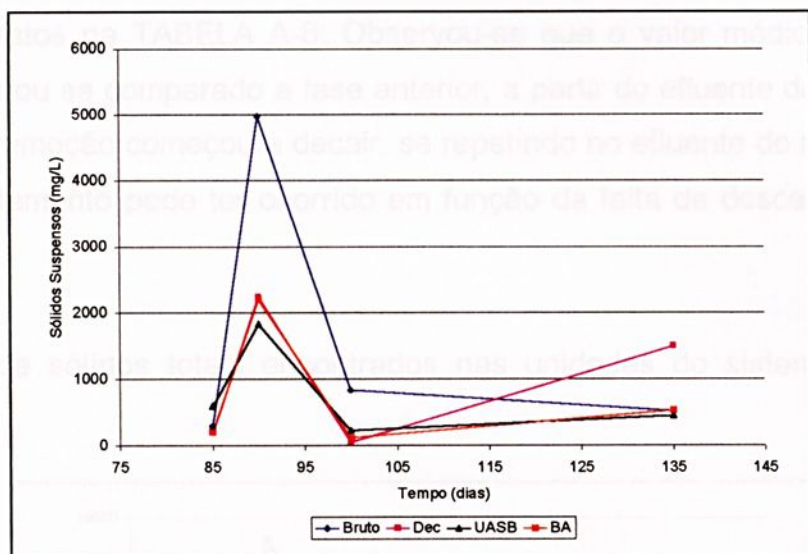


FIGURA 25: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento – Fase II.

O valor médio de sólidos suspensos no efluente bruto foi de 1.649 mg/L, enquanto no efluente do decantador foi de 986,5 mg/L e no efluente do reator UASB foi de 770,3 mg/L.

A quantidade média de sólidos suspensos do efluente bruto, como também os valores de DQO_{total} estão de acordo com aos valores apresentados nas tabelas de caracterização dos efluentes de curtume analisados.

O valor máximo e mínimo de sólidos suspensos aferidos no efluente do Biofiltro, foram 2.200 mg/L e 104 mg/L. Já o valor médio encontrado foi de 757 mg/L, concentração duas vezes maior que a fase anterior. Isto pode ser explicado que com o aumento do volume do reator, aumentou-se também o volume do recheio em quase 10 L, com isso uma quantidade maior de biomassa foi produzida, ocasionando um aumento significativo dos sólidos em suspensão.

5.2.5 SÓLIDOS TOTAIS (ST)

Os valores das concentrações de sólidos totais encontrados nesta segunda fase, podem ser vistos na TABELA A-8. Observou-se que o valor médio do efluente bruto não variou se comparado a fase anterior, a partir do efluente do decantador de coluna a remoção começou a decair, se repetindo no efluente do reator UASB. Este comportamento pode ter ocorrido em função da falta de descargas de lodo nos mesmos.

Os valores de sólidos totais encontrados nas unidades do sistema, estão na FIGURA 26.

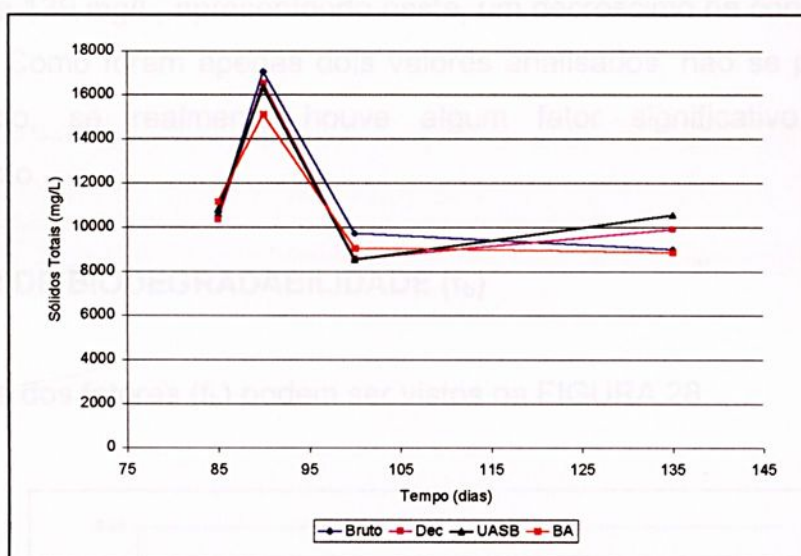


FIGURA 26: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento – Fase II.

O valor médio de sólidos totais no efluente bruto foi de 11.544,7 mg/L, no efluente do decantador foi 11.305,7 mg/L, no efluente do reator UASB 11.546,2 mg/L, enquanto no efluente do Biofiltro o valor foi de 11.017,5 mg/L.

O máximo e o mínimo valor encontrado no efluente bruto foram 17.030 mg/L e 8.964 mg/L, no efluente do decantador foram 16.490 mg/L e 8.537 mg/L, no efluente do reator UASB foram 16.320 mg/L e 8.527 mg/L, e no efluente do Biofiltro foram 15.080 mg/L e 8.840 mg/L.

Nesta fase, foi observado um pequeno aumento no valor médio de sólidos totais encontrados no efluente do Biofiltro, se comparado a Fase I, novamente como no item anterior, esta causa pode estar relacionada a mudança na altura do reator, num maior volume de recheio, o que pode ter ocasionado o aumento da concentração deste parâmetro.

5.2.6 ALCALINIDADE TOTAL

Os valores médios de alcalinidade nos efluentes bruto e no efluente do decantador de coluna foram de 194 mg/L e 179 mg/L, praticamente bem próximos. No efluente do reator UASB a alcalinidade total média foi de 214 mg/L, e no efluente do Biofiltro de 139 mg/L, apresentando neste, um decréscimo na concentração de alcalinidade. Como foram apenas dois valores analisados, não se pode concluir neste período, se realmente houve algum fator significativo para esse comportamento.

5.2.7 FATOR DE BIODEGRADABILIDADE (f_b)

Os resultados dos fatores (f_b) podem ser vistos na FIGURA 28.

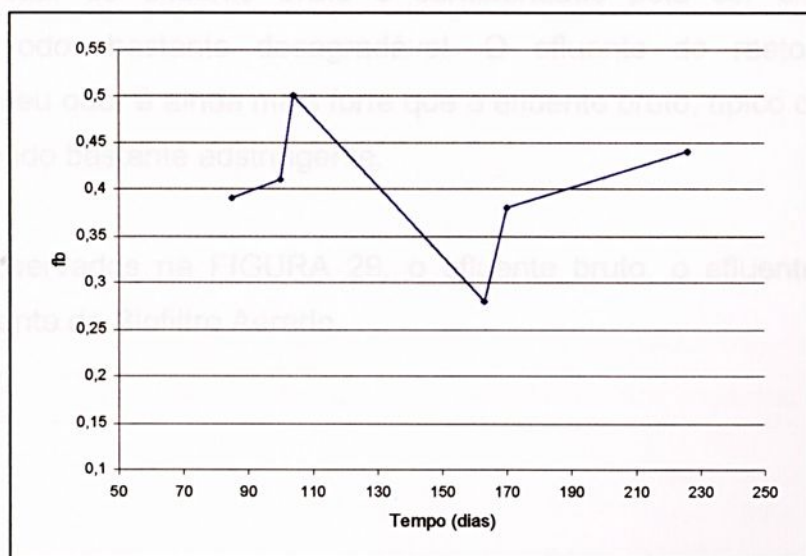


FIGURA 28: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado – Fase II.

O fator de biodegradabilidade estudada neste período, Fase II, não apresentou melhoras em relação a Fase I. Seu comportamento foi regular com f_b máximo de 0,5 e mínimo de 0,28 apresentando biodegradabilidade, de classificação muito baixa, podendo ser observada na TABELA A-10.

Esta queda no valor do fator de biodegradabilidade, pode estar relacionada com as modificações feitas no Biofiltro, não contribuindo na melhoria dos resultados deste parâmetro.

5.3 RESULTADOS DE MONITORAMENTO – FASE III

5.3.1 FASE III-A

A terceira etapa, Fase III de monitoramento teve duração de 16 dias. Nesta fase foi mantida a vazão do efluente do reator UASB à 3 L/h e a vazão de ar em 130 L/h. Sendo acrescentado ao sistema o fornecimento do nutriente fósforo com vazão inicial de 30 mg/L, à caixa de reserva onde seguia com o efluente para o reator UASB.

O aspecto visual do efluente bruto é caracterizado pela cor cinza escuro apresentando odor bastante desagradável. O efluente do reator UASB é esverdeado e seu odor é ainda mais forte que o efluente bruto, típico da presença de sulfetos, sendo bastante adstringente.

Podem ser observados na FIGURA 29, o efluente bruto, o efluente do reator UASB e o efluente do Biofiltro Aerado.



FIGURA 29: Foto dos Efluentes do sistema. Da esquerda para direita: Efluente bruto, do reator UASB e Biofiltro Aerado.

No efluente do Biofiltro, o aspecto visual se comparado com o aspecto do efluente bruto e mesmo com o efluente do reator UASB, já se apresenta bem melhor, mais clarificado, levemente esverdeado. A característica odorífera é fraca, apresentando cheiro típico de leveduras, visto que a maior parte do sulfeto é oxidado a sulfato, eliminando assim o mal cheiro.

5.3.1.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO_{total})

A determinação da DBO_{total} foi realizada no efluente bruto, efluente da caixa de reserva unidade alimentada pelo fósforo, no efluente do reator UASB e efluente do Biofiltro. Os resultados das concentrações encontradas estão na TABELA A-1.

Nesta fase foram consideradas somente três concentrações das unidades do tratamento, devido a problemas ocorridos nos resultados das análises.

Os valores médios das unidades foram, no efluente bruto 973,7 mg/L, no efluente da caixa de reserva 471,3 mg/L e no efluente do reator UASB 302,7 mg/L. No

efluente do Biofiltro obteve-se um leve decréscimo no valor médio encontrado, apresentando 188 mg/L de DBO_{total} .

O máximo valor encontrado no efluente bruto foi de 1.093 mg/L e o mínimo de 765 mg/L. Já no efluente da caixa de reserva o valor máximo foi 665 mg/L e o mínimo de 322 mg/L.

O efluente do reator UASB e o efluente do Biofiltro obtiveram valores máximos de 409 mg/L e 222 mg/L, e valores os mínimos encontrados foram 189 mg/L e 159 mg/L.

A eficiência média do efluente do reator UASB foi de 35.7%, já o valor encontrado para o efluente do Biofiltro foi de 33.2% de remoção. A eficiência média de remoção global foi de 80.6%, valor superior ao da Fase II que foi de 70.78%.

Nesta fase, analisando os resultados obtidos no efluente do Biofiltro, pôde-se observar que a adição de fósforo não contribuiu na melhoria da eficiência de remoção do reator, e já no efluente do reator UASB essa eficiência apresentou um pequeno crescimento.

5.3.1.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO_{total})

Os valores das concentrações de DQO_{total} de cada unidade do sistema, durante esta fase, estão na TABELA A-3.

O máximo, médio e mínimo valores encontrados no efluente bruto foram 3.544 mg/L, 2.644,7 mg/L e 1.644 mg/L. No efluente da caixa de reserva estes valores foram 1.740 mg/L, 1.504,7 mg/L e 880 mg/L. E no efluente do reator UASB foram 1.620 mg/L, 1.244,7 mg/L, 856 mg/L.

A FIGURA 32 mostra o comportamento da eficiência global de cada unidade do sistema.

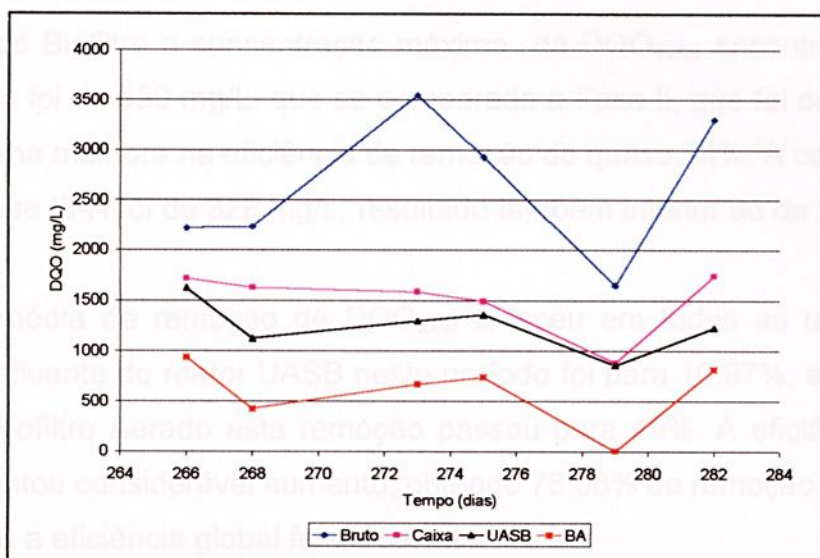


FIGURA 32: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-A.

Neste período pode-se observar, que a concentração de DQO_{total} no efluente bruto apresentou grandes variações durante os dias de tratamento, provocando o mesmo efeito nas demais unidades do sistema.

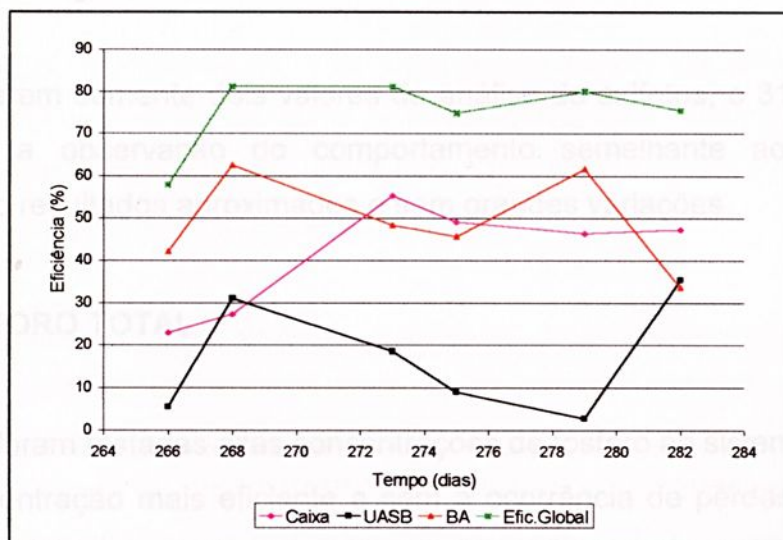


FIGURA 33: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-A.

Os valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} encontrados nas unidades do sistema, estão na TABELA A-4, podendo ser observado seu comportamento no gráfico abaixo, FIGURA 33.

No efluente do Biofiltro a concentração máxima de DQO_{Total} encontrada foi 936 mg/L, a média foi de 650 mg/L, que se comparada a Fase II, que foi de 752 mg/L, apresentou uma melhora na eficiência de remoção de quase 14%. A concentração mínima na Fase III-A foi de 328 mg/L, resultado também inferior ao da Fase II.

A eficiência média de remoção de DQO_{total} cresceu em todas as unidades do sistema. No efluente do reator UASB neste período foi para 16.97%, enquanto no efluente do Biofiltro Aerado esta remoção passou para 49%. A eficiência média global apresentou considerável aumento, obtendo 75.08% de remoção, lembrando que na Fase II a eficiência global foi de 64.7%.

5.3.1.3 SULFETOS

Os valores médios encontrados no efluente bruto, no efluente da caixa de reserva, no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro são de 266 mg/L, 302 mg/L, 928 mg/L e 171 mg/L.

Apesar de serem somente dois valores da análise de sulfetos, o 317º e 324º dia, foi possível a observação do comportamento semelhante ao da fase II, apresentando resultados aproximados e sem grandes variações.

5.3.1.4 FÓSFORO TOTAL

Inicialmente foram testadas altas concentrações de fósforo ao sistema, a fim de se obter a concentração mais eficiente e sem a ocorrência de perdas do nutriente. Para isto, foi utilizada uma concentração de 30 mg/L, a qual resultou em acúmulo

excessivo do nutriente dentro do sistema, indicando a necessidade de diminuir a concentração de alimentação de fósforo, adicionado ao sistema.

Na FIGURA 35 pode-se observar o comportamento da concentração de fósforo ao sistema, no efluente da caixa de reserva, no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro.

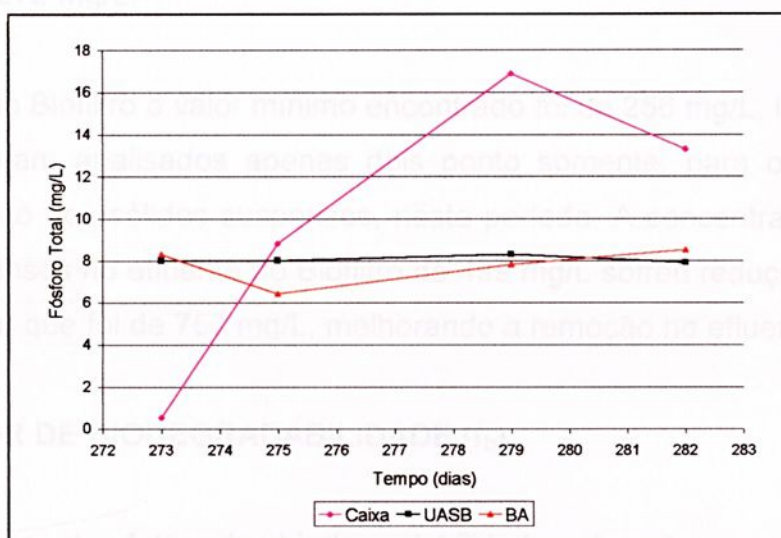


FIGURA 35: Valores de Fósforo nas unidades de tratamento – Fase III-A.

Como foi descrito anteriormente, a alimentação de fósforo era feita na caixa de reserva, a qual não possuía nenhuma agitação, sendo feita a homogeneização do nutriente naturalmente, conforme este era consumido, seguindo o restante ao reator UASB, e ao Biofiltro na sequência.

Os valores encontrados no efluente da caixa de reserva apresentaram grandes variações, isto ocorreu devido ao acúmulo na concentração de fósforo e pela não estabilização do sistema em regime. Na Fase III-A, o tanque que armazenava o fósforo diluído em água, ainda não possuía um agitador para sua homogeneização, transportando assim concentrações variadas do nutriente à caixa de reserva.

Apesar de terem sido apenas quatro valores nesta fase, pode-se observar que as concentrações de fósforo no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro Aerado mantiveram-se estáveis.

5.3.1.5 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

O valor mínimo de sólidos suspensos no efluente bruto foi de 1940 mg/L, enquanto no efluente da caixa de reserva foi de 437 mg/L e no efluente do reator UASB foi de 272 mg/L.

No efluente do Biofiltro o valor mínimo encontrado foi de 256 mg/L, levando-se em conta que foram analisados apenas dois pontos somente, para observação do comportamento dos sólidos suspensos, neste período. A concentração média de sólidos suspensos no efluente do Biofiltro de 499 mg/L sofreu redução em relação a fase anterior que foi de 757 mg/L, melhorando a remoção no efluente final.

5.3.1.6 FATOR DE BIODEGRADABILIDADE (f_b)

A classificação do fator de biodegradabilidade, durante este período, foi novamente regular, apresentando valor máximo de 0,42, respectivamente.

Observou-se que o acréscimo de fósforo ao sistema, nesta fase de operação, não melhorou o valor obtido de biodegradabilidade em relação a fase anterior.

5.3.2 FASE III-B

Neste período, foi alterada a concentração de fósforo para 15 mg/L, sendo esta mantida fixa durante todo o tempo de tratamento. A vazão do efluente continuou a 3 L/h e aumentando nesta fase, a vazão de ar, a fim de manter o efluente com OD aproximadamente de 2 mg/L no efluente final.

5.3.2.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO_{total})

A determinação da DBO_{total} continuou a ser realizada como na etapa anterior, nos efluentes bruto, no efluente da caixa de reserva, no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro, sendo apresentados seus valores desta etapa na TABELA A-1.

Os valores de DBO_{total} aferidos em cada unidades de tratamento da estação experimental, podem ser vistos na FIGURA 38.

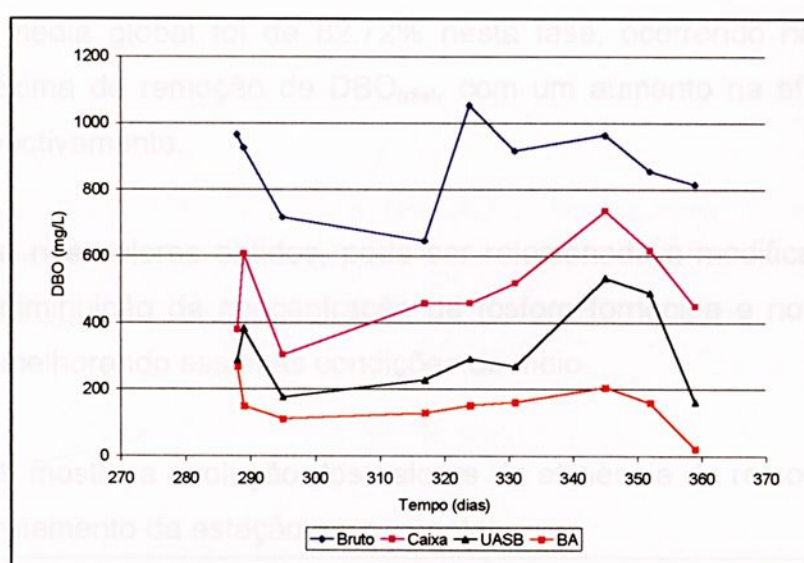


FIGURA 38: Valores de DBO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-B.

Os valores médios das unidades foram, no efluente bruto 871,8 mg/L, no efluente da caixa de reserva 501,7 mg/L e no efluente do reator UASB 311,8 mg/L. O efluente do Biofiltro apresentou um decréscimo no valor médio encontrado, diminuindo para 148,9 mg/L de DBO_{total} .

O máximo valor encontrado no efluente bruto foi de 1.053 mg/L e o mínimo de 715 mg/L. Já no efluente da caixa de reserva o valor máximo foi 615 mg/L e o mínimo de 302 mg/L.

FIGURA 39: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-B.

O efluente do reator UASB e o efluente do Biofiltro obtiveram valores máximos de 533 mg/L e 266 mg/L, e valores os mínimos encontrados foram 159 mg/L e 20 mg/L. Resultados bastante significativos, obtidos no efluente do Biofiltro nesta última etapa.

A eficiência média de remoção de DBO_{total} no efluente da caixa de reserva foi de 42.3%. No efluente do reator UASB foi de 39.05%, já no efluente do Biofiltro a eficiência média foi de 50.6% ocorrendo um aumento de quase 35% de melhora em relação a fase III-A.

A eficiência média global foi de 82.72% nesta fase, ocorrendo no 359º dia a eficiência máxima de remoção de DBO_{total} , com um aumento na eficiência para 97.54%, respectivamente.

Esta melhora nos valores obtidos, pode ser relacionada a modificação feita no sistema, na diminuição da concentração de fósforo fornecida e no aumento na vazão de ar, melhorando assim as condições do meio.

A FIGURA 39 mostra a evolução dos valores da eficiência de remoção em cada unidade de tratamento da estação experimental.

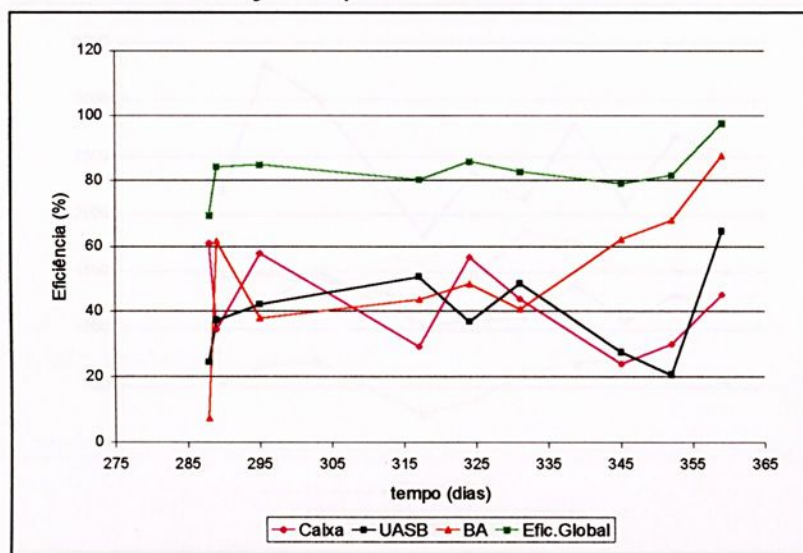


FIGURA 39: Valores de Eficiência de remoção de DBO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-B.

A partir do 331º dia, pode-se observar uma melhoria crescente na eficiência de remoção de $\text{DBO}_{\text{total}}$ no Biofiltro Aerado.

5.3.2.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO ($\text{DQO}_{\text{total}}$)

Os resultados de DQO são apresentados na TABELA A-4. Durante o período de monitoramento, as concentrações de $\text{DQO}_{\text{total}}$ do efluente bruto variaram amplamente, influenciando diretamente nas concentrações das unidades subsequentes. Neste último período o Biofiltro conseguiu manter mais constante os seus resultados, não apresentando grandes variações.

O máximo, médio e mínimo valores encontrados no efluente bruto foram, 3.300 mg/L, 2.472 mg/L e 1.804 mg/L. No efluente da caixa de reserva estes valores foram 1.840 mg/L, 1.484 mg/L e 1.224 mg/L. No efluente do reator UASB apresentaram 1.520 mg/L, 1.180,4 mg/L e 1.032 mg/L, respectivamente.

Na FIGURA 40 pode-se observar o comportamento da concentração de $\text{DQO}_{\text{total}}$ no sistema, no efluente bruto, no efluente da caixa de reserva, no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro.

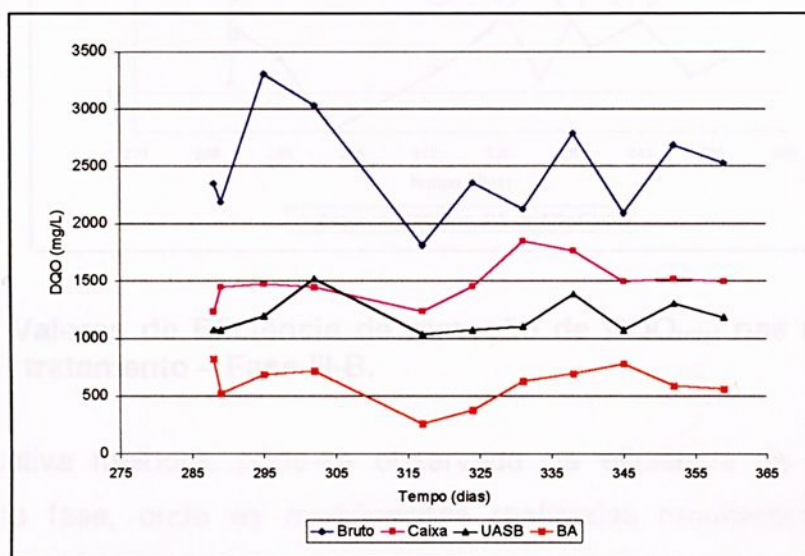


FIGURA 40: Valores de $\text{DQO}_{\text{total}}$ nas unidades de tratamento – Fase III-B.

Assim no efluente do Biofiltro os resultados foram muito melhores que a fase anterior (III-A), os valores máximo e médio aferidos foram 812 mg/L, 594 mg/L. E o valor mínimo neste período foi de 252 mg/L de DQO_{total} , que comparada a fase anterior de 420 mg/L, apresentou concentração bastante inferior.

No reator UASB, a eficiência média aumentou para 20.3%, frente aos 16.97% da etapa anterior, e no Biofiltro Aerado esta remoção passou para 49.53%, apresentando um leve aumento na remoção, igualmente ocorreu com a eficiência média global que foi 75.82%, valores bastante significativos.

Os valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} encontrados nas unidades do sistema, estão no gráfico abaixo, FIGURA 41.

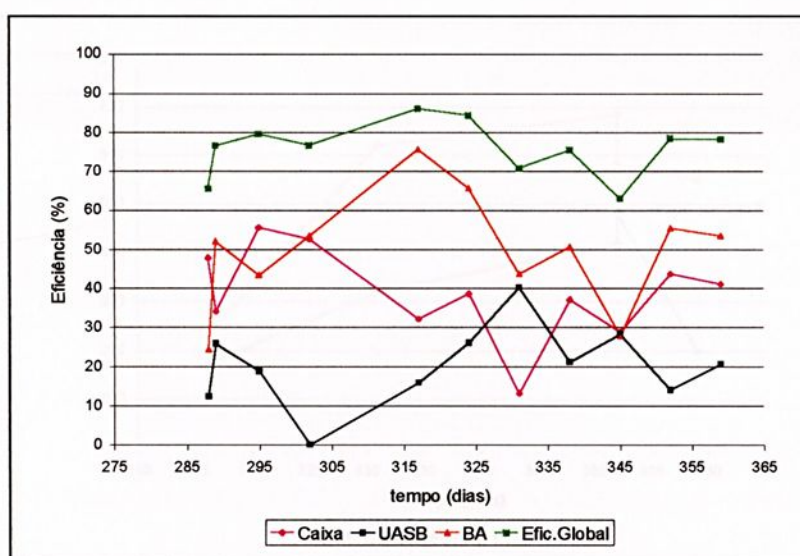


FIGURA 41: Valores de Eficiência de remoção de DQO_{total} nas unidades de tratamento – Fase III-B.

Uma significativa melhora, pôde-se observada na eficiência de remoção de DQO_{total} nesta fase, onde as modificações realizadas resultaram em grande eficácia para o tratamento.

5.3.2.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO FILTRADA (DQO_{filtrada})

O comportamento dos valores de DQO_{filtrada} segue a mesma curva do comportamento dos valores da DQO_{total}. A redução dos valores pode ser relacionada a redução de sólidos suspensos totais, pois estes influenciam sensivelmente na sua determinação.

Os valores de DQO_{filtrada} foram aferidos somente no efluente do Biofiltro. O valor médio encontrado foi de 320,8 mg/L, enquanto os valores máximo e mínimo foram de 484 mg/L e 200 mg/L. A relação média de DQO_{total} / DQO_{filtrada} é igual a 1,67.

Na FIGURA 42 pode-se observar os valores de DQO X DQO_{filtrada} no efluente do Biofiltro Aerado.

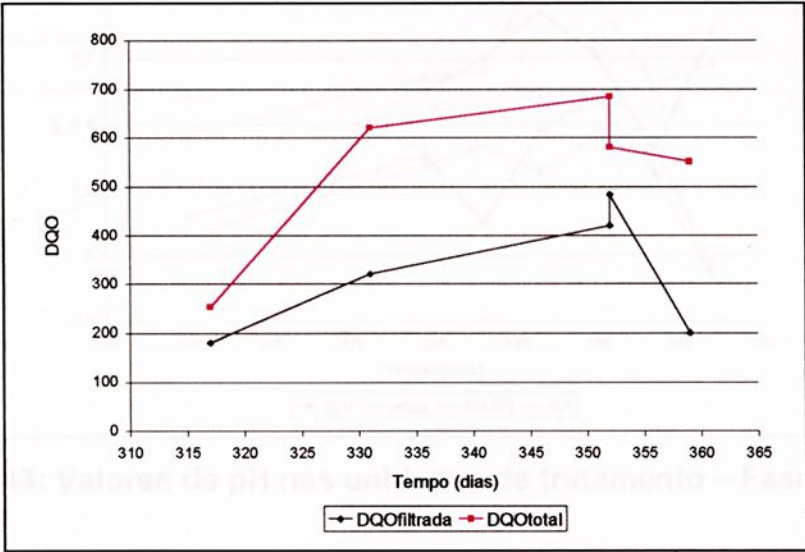


FIGURA 42: Valores de DQO X DQO_{filtrada} no Biofiltro – Fase III-B.

5.3.2.4 pH

A média dos valores de pH para o efluente bruto, no período, é de 8.22, enquanto os valores máximo e mínimo são 8.48 e 7.93, respectivamente. Para o efluente da

caixa de reserva, o valor médio é de 8.23, o máximo de 8.37 e o mínimo de 7.96. O efluente do reator UASB apresentou valores médio, máximo e mínimo de 8.56, 8.74 e 8.32.

No efluente do Biofiltro, nesta fase de operação foi caracterizada por variações no pH, com valores médio, máximo e mínimo de 8.6, 8.87 e 8.37. O comportamento dos valores de pH, variaram de acordo com as variações ocorridas nas demais unidades do sistema, mantendo-se maiores que seu afluente durante a maior parte do período, isto ocorreu devido ao consumo de sulfeto no Biofiltro.

A FIGURA 43 mostra os valores de pH de cada unidade do sistema.

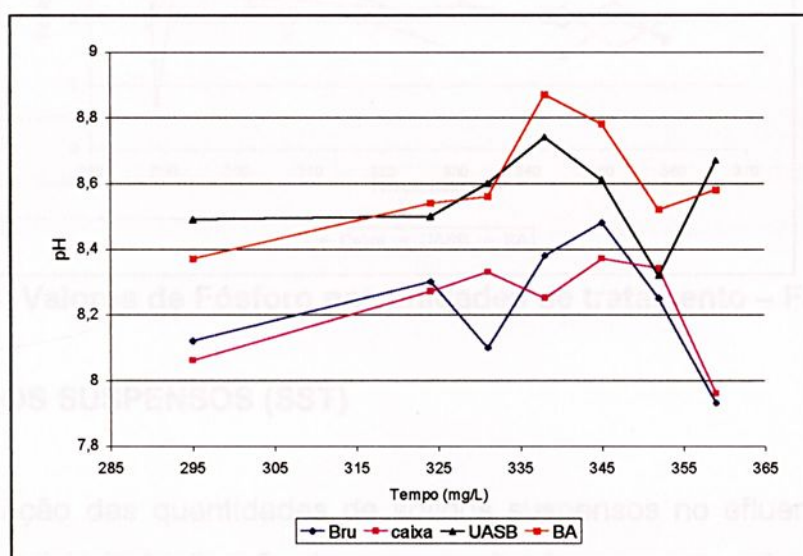


FIGURA 43: Valores de pH nas unidades de tratamento – Fase III-B.

5.3.2.5 FÓSFORO TOTAL

No início houve variações, lembrando que nesta fase foi ajustada a concentração de fósforo fornecida, para 15 mg/L.

Ao longo dos dias pôde-se observar, que tanto no efluente da caixa de reserva como no efluente do reator UASB, os valores de fósforo caminharam juntos,

havendo um consumo do nutriente considerável apenas no efluente do Biofiltro Aerado, caracterizada pela menor concentração encontrada durante as análises, sofrendo variações no 352º dia.

Os valores das concentrações de fósforo podem ser observadas na FIGURA 44, em cada unidade do sistema de tratamento.

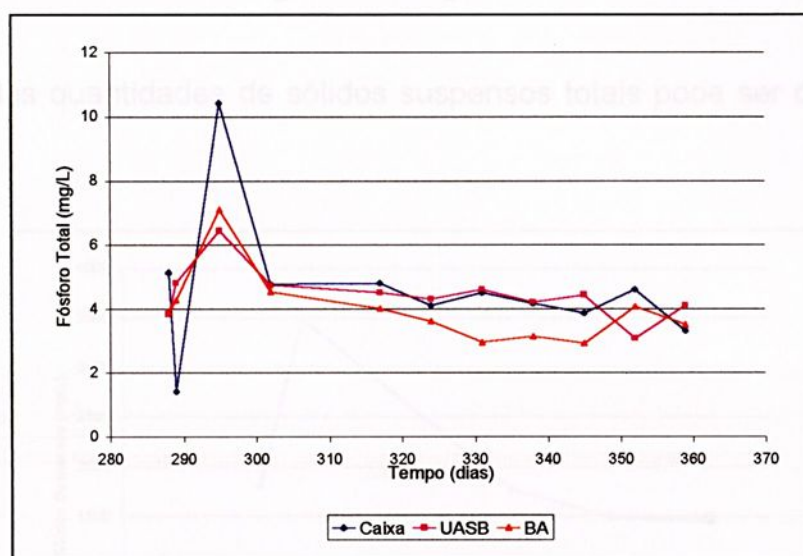


FIGURA 44: Valores de Fósforo nas unidades de tratamento – Fase III-B.

5.3.2.6 SÓLIDOS SUSPENSOS (SST)

A grande variação das quantidades de sólidos suspensos no efluente bruto se deve, em parte, à industrialização de couros salgados e o conseqüente aumento do consumo de água. Outros fatores também podem influenciar na variação destes valores. Estes fatores são o funcionamento adequado ou não do microfiltro existente à montante do tanque de equalização do curtume, e a mudança de posição de aeradores neste tanque de equalização, o que pode suspender sólidos eventualmente sedimentados em “zonas mortas” do referido tanque (LÉO, 2002).

O valor médio de sólidos suspensos no efluente bruto foi de 1.938,3 mg/L, no efluente da caixa de reserva este valor foi de 506,7 mg/L, enquanto no efluente do reator UASB foi de 505 mg/L.

O máximo e mínimo valor encontrado no efluente bruto foram 3.490 mg/L e 1.450 mg/L, no efluente da caixa de reserva foram 603 mg/L e 407 mg/L, e no efluente do reator UASB foram de 557 mg/L e 413 mg/L.

A variação das quantidades de sólidos suspensos totais pode ser observada na FIGURA 45.

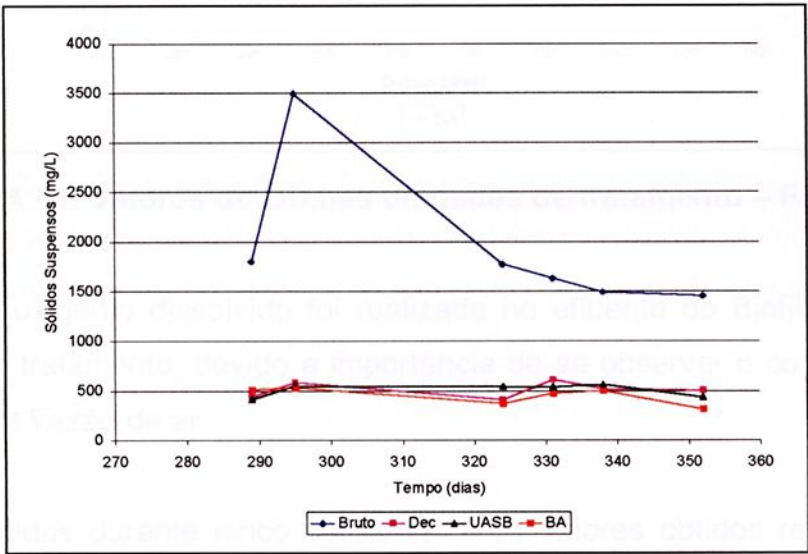


FIGURA 45: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento – Fase III-B.

Já no efluente do Biofiltro o valor máximo, médio e mínimo aferidos foram 527 mg/L, 447,3 mg/L e 313 mg/L. Apresentando uma melhora na remoção de sólidos suspensos em relação ao efluente do reator UASB, também se comparado as fases anteriores e a relação com a elevada eficiência de clarificação do efluente final.

5.3.2.9 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Na FIGURA 48 pode-se observar os valores de oxigênio dissolvido encontrados.

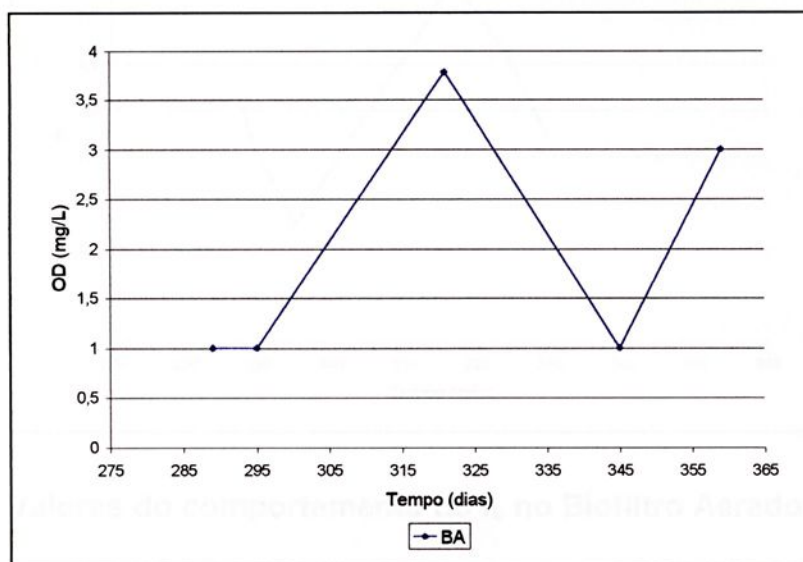


FIGURA 48: Valores de OD nas unidades de tratamento – Fase III-B.

A análise de oxigênio dissolvido foi realizada no efluente do Biofiltro, somente nesta fase do tratamento, devido a importância de se observar o comportamento na variação da vazão de ar.

Foram analisadas durante cinco semanas, e os valores obtidos resultaram em grandes variações, fato esperado por estas ocorrerem juntamente com as variações das vazões de ar no Biofiltro.

Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido encontrados foram bons, não foi possível manter concentrações de 2 mg/L, mas também não houve quedas menores que 1 mg/L.

5.3.2.10 FATOR DE BIODEGRADABILIDADE

Os resultados dos fatores (f_b) podem ser vistos na FIGURA 49.

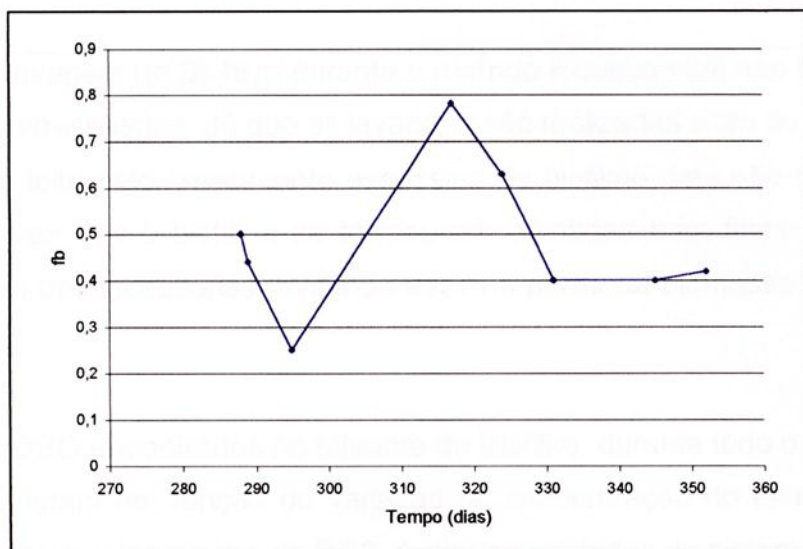


FIGURA 49: Valores do comportamento do f_b no Biofiltro Aerado – Fase III-B.

O melhor resultado da classificação do fator de biodegradabilidade encontrado no efluente do Biofiltro, durante todo o período de tratamento, ocorreu nesta última fase, onde o f_b chegou a quase 0,8, com comportamento caracterizado como muito bom. No entanto, em média o valor de f_b aferido nesta fase, foi de 0,48 consideração regular segundo CLASS & MAIA (1994).

Os valores do fator de biodegradabilidade podem ser comparados com o gráfico (FIGURA 48) de OD, onde foi observado o valor máximo de OD, se encontrava o valor máximo do fator de bioedegradabilidade. A medida que este decaía, o mesmo ocorria com o OD do efluente.

5.4 COMENTÁRIOS GERAIS

A duração do período de partida do Biofiltro, ou seja, sua entrada em regime permanente, ocorreu rapidamente como era de se esperar, já que esta é uma de suas qualidades, conseguindo em pouco tempo de operação produzir um efluente com boas características.

O sistema de lavagem no Biofiltro durante o período experimental não foi testado, por não ter sido necessário. Já que as lavagens são realizadas a fim de controlar a colmatação do leito pelo crescimento excessivo do biofilme, fato não ocorrido no Biofiltro, uma vez que o biofilme se formou em camadas bem finas. Assim, as lavagens foram desnecessárias, evitando assim a perda da biomassa aderida ao meio suporte.

Os valores de DBO encontrados no efluente do Biofiltro, durante todo o período do tratamento, variaram em função da variação da concentração do efluente bruto, atingindo sempre o valor mínimo de DBO dentre as unidades do sistema.

os testes preliminares, referente a fase I, a eficiência máxima de remoção no Biofiltro, chegou quase a 70%. Na fase II, onde foi realizada o aumento do seu volume, o valor máximo diminuiu para 63%, contudo houve um aumento do valor médio de 40 para 44% de remoção.

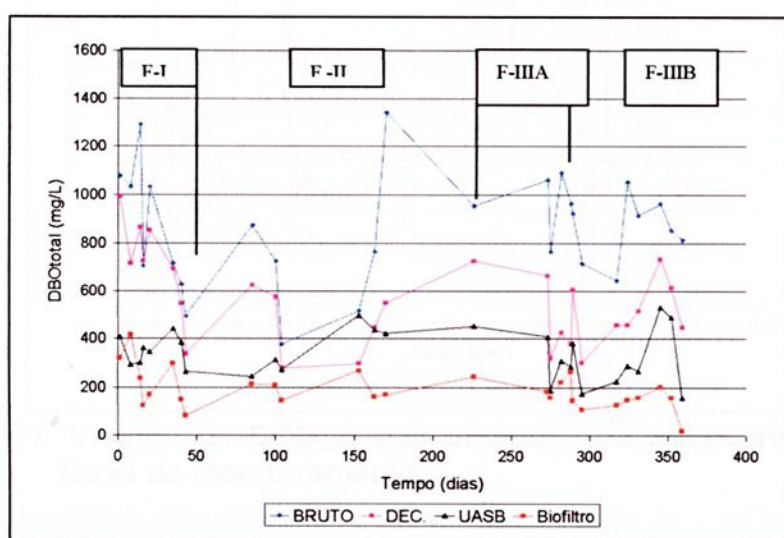


FIGURA 50: Valores de DBO_{total} nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

Na fase III-A, que foi caracterizada pela adição de fósforo, a eficiência baixou para 42%, e na fase III-B houve uma melhora para 65%, resultando no 359º a concentração mínima obtida, de 20 mg/L de DBO no efluente final. A seguir

podem ser observados na FIGURA 50, os dados de DBO referentes a todas as fases do monitoramento.

Como a DBO a DQO do efluente do Biofiltro também variou seus valores em função do efluente bruto, removendo a máxima DQO, dentre as demais unidades do sistema.

Na primeira fase, o Biofiltro teve uma eficiência de remoção média de 41%, e na fase II essa eficiência passou para 43%, apresentando eficiência máxima de 59% de remoção.

Os valores de DQO encontrados durante todas as fases do tratamento estão na FIGURA 51.

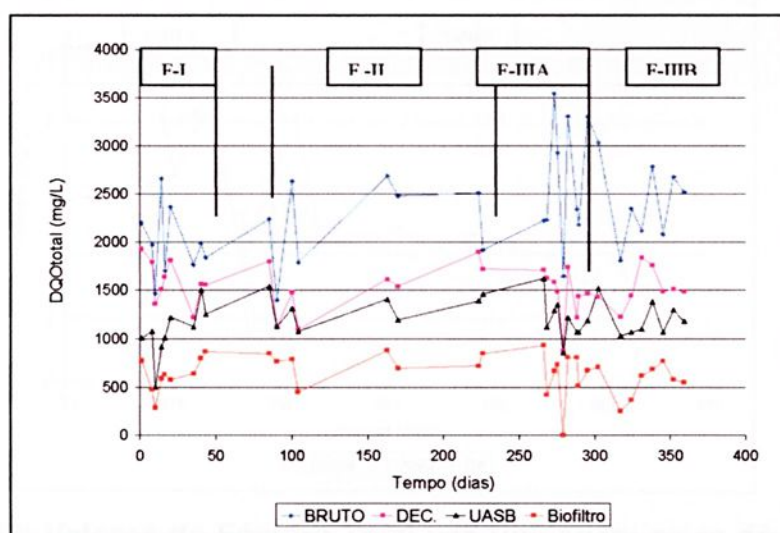


FIGURA 51: Valores de DQO_{total} nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

Durante as fases subseqüentes, fase III-A e fase III-B, esta tendência de crescimento no valor da eficiência média e máxima do Biofiltro se manteve, com os valores obtidos de 49 e 63%. Na fase III-A, e 50 e 76% na última fase. A melhora na remoção de DQO nestas duas fases pode estar relacionada com o aumento da aeração fornecida ao Biofiltro, oferecendo assim maiores concentrações de oxigênio dissolvido, favoráveis na oxidação da matéria orgânica.

Os valores das concentrações de fósforo que estão na FIGURA 52, das fases III-A e III-B, mostram o comportamento resultante no efluente da caixa de reserva, (onde o fósforo é inicialmente fornecido), no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro Aerado.

Na fase III-A se iniciou com uma concentração relativamente alta de 30 mg/L, fornecida a caixa de reserva, a fim de obter uma rápida estabilização para coleta, já que esta não possuía nenhuma agitação. No gráfico pode ser observado a variação no efluente da caixa, onde é reduzida a concentração, e em seguida é obtida uma elevada concentração.

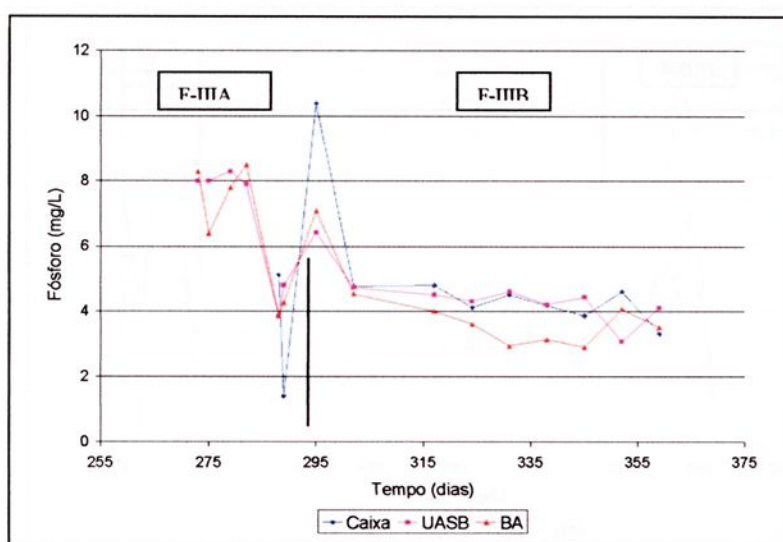


FIGURA 52: Valores de Fósforo Total nas unidades: caixa de reserva, reator UASB, e Biofiltro, em todas as fases de monitoramento.

E somente na fase III-B, foi possível a estabilização da concentração de fósforo, sendo fornecida nesta fase 15 mg/L de nutriente, onde pode ser observado um pequeno consumo no Biofiltro, que pode estar relacionado à melhoria na eficiência de DBO.

As medições de pH, foram feitas na primeira fase, ou fase preliminar, como pode-se observar na FIGURA 53, a fim de obter o comportamento da sua variação no decorrer, já que esta era corrigida e mantida constante no efluente bruto, devido a controle dos maus odores.

Apesar do controle de pH ser realizado, com a adição de cal ao tanque de equalização, as variações são grandes no efluente bruto, ocorrendo o mesmo nas demais unidades do sistema.

Na fase III-B também foi medido o pH em cada unidade, como citado anteriormente, apresentando resultados mais estabilizados e coerentes, onde foi encontrado valores de pH mais altos no efluente do Biofiltro, como era de se esperar, devido a queda de concentração de sulfeto no efluente final.

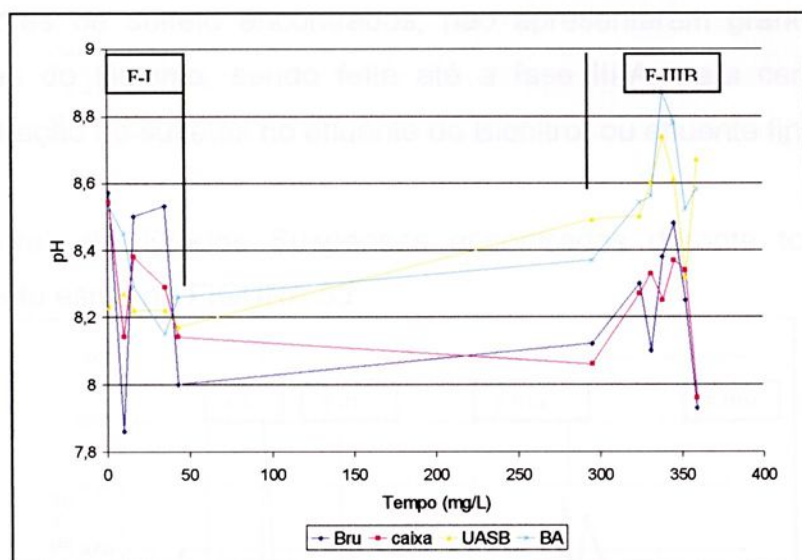


FIGURA 53: Valores de pH nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

Os valores de Sulfetos encontrados durante as fases: I, II e III-A do tratamento estão na FIGURA 54.

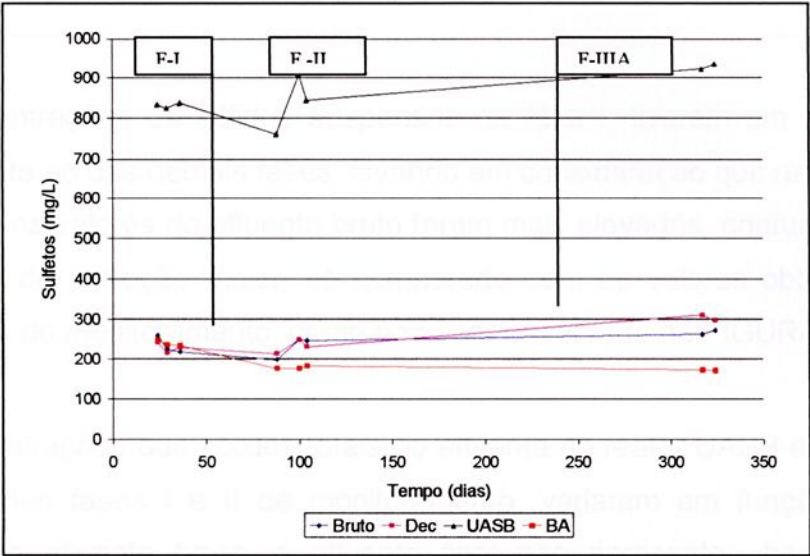


FIGURA 54: Valores de Sulfetos nas unidades de tratamento: reator UASB e Biofiltro, em todas as fases de monitoramento.

Os valores de sulfeto encontrados, não apresentaram grandes variações nas unidades do sistema, sendo feita até a fase III-A, para certificação da baixa concentração de sulfetos no efluente do Biofiltro, ou efluente final.

Os valores de Sólidos Suspensos encontrados durante todas as fases do tratamento estão na FIGURA 55.

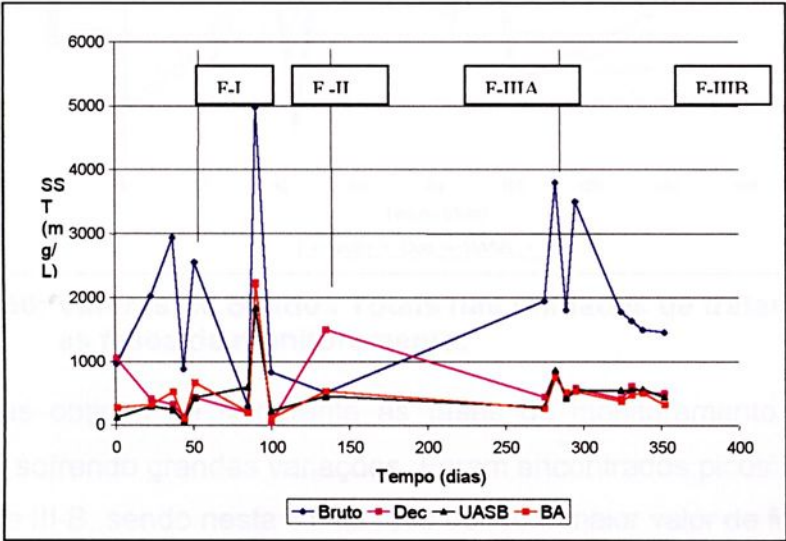


FIGURA 55: Valores de Sólidos Suspensos Totais nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

As concentrações de sólidos suspensos na fase I, tiveram um comportamento semelhante ao das demais fases, levando em consideração que na última fase, ou fase III-B os valores do efluente bruto foram mais elevados, contudo ocorreu uma eficiência de remoção maior, se comparado com os valores obtidos nas fases anteriores do monitoramento, como pode ser observado na FIGURA 55.

As concentrações dos sólidos totais no efluente do reator UASB e no efluente do Biofiltro, nas fases I e II de monitoramento, variaram em função da variação sofrida no efluente bruto, o efluente final não apresentou boa eficiência de remoção, contudo, resultando em concentrações sempre inferiores a do efluente bruto.

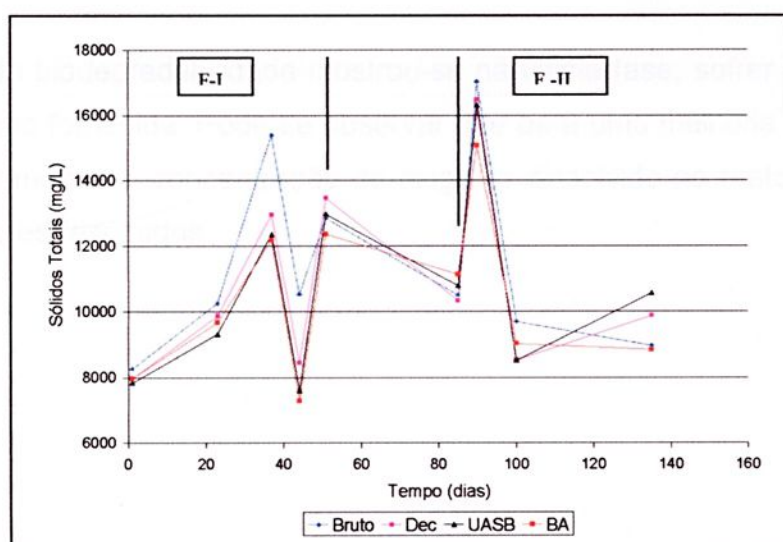


FIGURA 56: Valores de Sólidos Totais nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

Os valores obtidos de f_b durante as fases de monitoramento, foram bastante instáveis, sofrendo grandes variações. Foram encontrados picos elevados na fase I e na fase III-B, sendo nesta última fase obtido o maior valor de f_b , de quase 0,8.

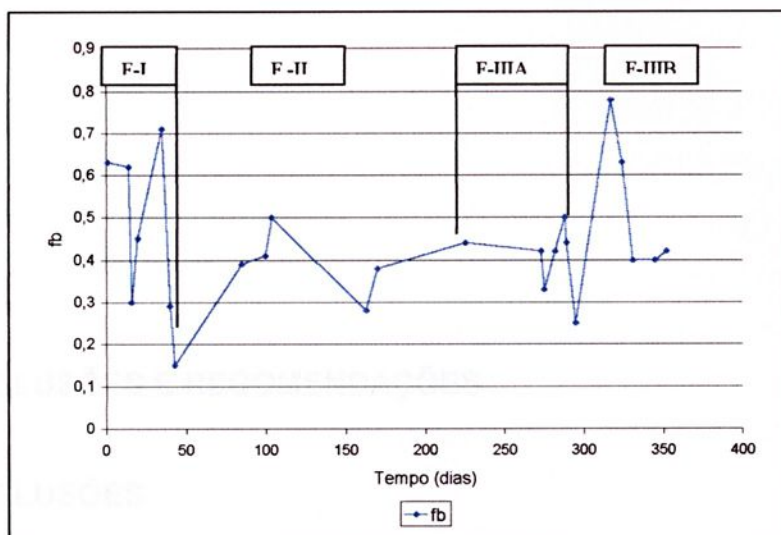


FIGURA 57: Valores de f_b nas unidades de tratamento, em todas as fases de monitoramento.

O fator de biodegradabilidade mostrou-se na última fase, sofrer grande influência da aeração fornecida. Pôde-se observar que para uma melhoria no fator, deve-se trabalhar melhor a concentração de oxigênio dissolvido no reator, para obtenção de melhores resultados.

6.0 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

A avaliação do sistema de Pós-Tratamento proposto, tratando efluente de curtume de reator anaeróbio UASB, realizado em 12 meses de monitoramento da estação piloto, permite concluir que:

- A estratégia da partida do Biofiltro, Fase I, mostrou-se adequada, sendo observado na seqüência do tratamento, Fases II, III-A e III-B, significativas melhoras dos parâmetros analisados, levando em consideração a grande variação da qualidade do efluente bruto e a complexidade apresentada por este tipo de efluente.
- O Biofiltro Aerado submerso apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, alcançando na maioria das fases, eficiência de remoção de DBO da ordem de 50%. Em geral, observou-se que o desempenho menos satisfatório de um dos reatores, UASB ou Biofiltro, foi sempre compensado por uma eficiência melhor no outro.

- Na última fase, o efluente produzido pelo Biofiltro Aerado apresentou concentrações mínimas de DBO de até 20 mg/L, o que atende ao padrão de lançamento vigente.
- A DQO resultante do efluente do reator UASB, apesar da grande variação ao longo do período, o efluente do Biofiltro conseguiu manter uma concentração constante no efluente de saída o Biofiltro, ou seja, quando o efluente do UASB demonstrava queda de eficiência de remoção, o Biofiltro neste período aumentava sua eficiência, removendo maiores concentrações, mantendo em equilíbrio a concentração final do efluente tratado.
- Em termos de atendimento aos padrões de lançamento, as concentrações médias de DBO e DQO efluentes resultantes do período de tratamento são, superiores ao padrão estabelecido pela legislação. No entanto em vários períodos a eficiência de remoção global foi superior a 70%.
- A DQO da amostra líquida filtrada do efluente do Biofiltro, apresentou eficiência média de remoção de quase 40% na fase III-B. Apresentando uma concentração mínima de 180 mg/L.
- As concentrações de sólidos suspensos no efluente final não atenderam ao padrão de lançamento (100 mg/L), durante os períodos operacionais, houve grande variação, e instabilidade na concentração do efluente bruto. As bilhas de isopor apresentaram um resultado positivo, auxiliando na retenção e remoção dos sólidos suspensos, permitiu o Biofiltro produzir efluente com concentrações em média de 447 mg/L, frente aos 1938 mg/L do efluente bruto, sendo removido do processo cerca de 77% de sólidos suspensos.

- O sistema de aeração mostrou ser eficiente, com geração de bolhas médias, isto pode ser visto claramente na considerável remoção de sulfeto, gerada em quantidades elevadas no reator UASB chegando a concentração de 934 mg/L, sendo removida na última fase, cerca de 92% no Biofiltro, reduzindo para 170 mg/L de sulfetos, o efluente final.
- A associação do Biofiltro Aerado como pós-tratamento ao efluente de reator anaeróbico UASB, mostrou ser uma boa alternativa, pois forneceu bons resultados de remoção de matéria orgânica, e satisfatórios nos demais parâmetros, sem a utilização de tratamento físico-químico e um decantador secundário.
- Quanto ao atendimento aos requisitos da legislação ambiental, observou-se que apesar dos valores dos parâmetros do efluente terem sido na maior parte superiores ao padrão, o sistema mostrou-se bastante promissor. Cabe ressaltar que um desempenho melhor pode ser atingido, quando medidas de controle do processo industrial, como redução dos insumos, segregação de efluentes ou mesmo alterações nos insumos e processos, forem utilizados nos curtumes.

6.2 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados e conclusões obtidos, sugerem-se as seguintes recomendações para pesquisas futuras:

- Operação desse tipo de reator, tendo o estudo da nitrificação como objetivo principal, a fim de melhor controlar o processo, e variação do tempo de detenção hidráulica no reator;

- Realizar estudos com tempos de detenção menores, visando otimizar o processo, explorando melhor, a variação da altura do Biofiltro.
- Construção e operação do biofiltro aerado submerso em escala piloto, de maior volume para obtenção de resultados compatíveis com o tratamento de efluentes de curtume em escala real;
- Realização de ensaios hidrodinâmicos com o objetivo de avaliar a configuração do Biofiltro Aerado Submerso para otimização de configuração em ensaios futuros;
- Efetuar estudo microbiológico e avaliação através da microscopia óptica, das características e crescimento da biomassa, ou seja, dos microorganismos aeróbios responsáveis pelo tratamento, para um melhor entendimento da atividade dos microrganismos presentes no BF;
- Estudo da utilização de um eficiente sistema de separação físico-química na remoção de sólidos no tratamento preliminar, o que poderá conduzir a uma melhoria significativa em relação as concentrações de sólidos totais e suspensos totais no efluente final.
- Avaliação da produção específica de lodo gerado em cada unidade do sistema de tratamento, e estudo do tratamento e descarte do mesmo.
- Estudo do sistema de lavagem do Biofiltro, e avaliação do tempo de espera necessário entre uma lavagem e outra.

- Efetuar ensaios de atividade metanogênica específica para avaliar problemas de toxicidade de substâncias presentes nos efluentes de curtume e testes de biodegradabilidade.
- Estudo do coeficiente de transferência de oxigênio (Kla) ao meio líquido, para melhorar a eficiência de remoção da matéria orgânica existente no efluente de curtume.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRÃO, J. L. (1999) *Sanção Estadual da Água*. São Paulo.

ALMEIDA, J. C. (2001) O Estado da Responsabilidade do Estado (III) em relação à Contaminação da Água. In: *Anuário Jurídico Brasileiro de Direito Ambiental*. Porto Alegre – RJ: LUMEN.

ARISE, M.M., NOLASCO, M.A., ANDREOLI, F.C.M., LOBATO, M.D., SAVELLI, C.S., JORGENSEN, D., ALVES-SOPRANO, P. (2000) Pós-Tratamento de Efluentes Provenientes de Indústria Alimentícia tipo UASB. In: *Química e Engenharia Líquida*. Associação de Química do Estado de São Paulo, v. 2, p. 321-325.

ATLÚCIO NETTO, J. M. (1987) *Tratamento de Águas Residuárias*. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

BRUNO, P. M., CHAMICANI, J. M. (1997) *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo.

CAMPUS, J.R. (1989) *Tratamento de Efluentes Sanitários por Processo Aeróbico e Disposição Controlada*. São Paulo. 1 ed. Rio de Janeiro: ABCS, 1989.

CHERCHILL, W. G. (1980) *Water processes*. In: *Chemistry & Technology of Water*, v. 2, p. 1-10. New York: Wiley, 1980.

CHERCHILL, W. G. (1980) *Principles of Treatment Biological of Wastewater*. *Resíduos Ambientais*. São Paulo: 1980. Departamento de Engenharia Química e Ambiental – DEQA/UFV, v. 5, p. 48 p.

CHERCHILL, W. G., ARABIAN, W. L., GONÇALVES, R. F. (1998) *Manual de Pós-Tratamento de Efluentes de Indústria UASB*. In: *Química e Engenharia Líquida*. Associação de Química do Estado de São Paulo, v. 2, p. 321-325.

7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AICSUL. (1.999) **Boletim Estatístico do Couro**. 30 p.

ALANIS, J. C. (2.000). **O Estudo do Reaproveitamento de Cromo (III) em Indústrias de Curtimento de Couros**. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro – IX SILUBESA.

AISSE, M.M., NOLASCO, M.A., ANDREOLI, F.D.N., LOBATO, M.B., SAVELLI, C.S., JURGENSEN, D., ALÉM SOBRINHO, P. (2.000). **Pós-Tratamento de Efluentes Provenientes de Reatores Anaeróbios tipo UASB**. In: Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, IV, Recife. Anais, v.1, p. 321-327.

AZEVEDO NETTO, J. M. (1.992). **Tratamento de Águas Residuárias**. Escolas Profissionais Salesianas, São Paulo.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W (1.979). **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. CETESB. São Paulo.

CAMPOS, J.R. (1.999). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES. 435p.

CHARACKLIS, W. G (1.990). **Biofilme processes**. In Characklis, w. g., Marshall, K.C. (Eds), Biofilms. Wiley, New York.

CHERNICHARO, C.A.L. (1.997). **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. v.5, 246 p.

CHERNICHARO, C.A.L., ARAÚJO, V.L., GONÇALVES, R.F. (1.998). **Estudo sobre Pós-Tratamento de efluentes de reatores UASB através de biofiltros**



aerados submersos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. v.5, 9p.

CHERNICHARO, C.A.L., von SPERLING, M., da SILVA, P.C., GONÇALVES, R.F. (1.996). **Tratamento de Efluentes de Curtumes Através de Filtros Anaeróbios Seguidos por Biofiltros Aerados.** DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. 10 p.

CLASS, I. C. & MAIA, R. A. M. **Manual básico de resíduos industriais de curtume.** Porto Alegre: SENAI/RS, 1.994. 664 p.

COLLETI, F. J., POLVINELLI, J. e DANIEL, L. A. (1.997). **Pós-Tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário** – Anais do Simpósio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale (SIDISA), Ravello – Itália, p.305 – 312.

COTA, R.S., CHERNICHARO, C.A.L., von SPERLING, M., GONÇALVES, L.C., ZERBINI, A.M., GOMES, C.C. (2.000). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios em um Sistema de Aplicação Superficial de Esgotos no Solo com o Sistema Operando em Regime Hidráulico Transiente.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXVII, Anais.

FABIANI, C.; RUSCIO, F.; SPADONI, M.; PIZZICHINI, M. (1.997). **Chromium (III) Salts Recovery from Tannery Wastewaters.** Desalination, v 108, n.1/3, p.183-191.

FERRARI JÚNIOR, M.J.; SILVA, P.C.; CHERNICHARO, C.A.L.; von SPERLING, M.; (1.997). **Tratamento de Efluentes Líquidos de Curtumes: Uma Concepção Alternativa e Apresentação de Custos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, Foz do Iguaçu. Trabalhos Técnicos. Rio de Janeiro: ABES.

FORESTI, E. (1.972) **Estudos Preliminares das Características e Tratamento das Águas Residuárias de Curtumes.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GONÇALVES, R.F., SAMMUT, F., ROGALLA, F. (1.992) – **High rate biofilters: simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal.** Chemical Water and Wastewater Treatment II – Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium. R. Klute and H. H. Hahn Eds. – ISBN 3-540-55982-2 Springer Verlag Berlin Heidelberg New York, p. 357- 372.

GONÇALVES, R. F., CHARLIER, A. N. e SAMMUT, F. (1.994). **Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment.** Wat. Sci. And Tecnology, v. 30 n°6, p. 53 – 62.

GONÇALVES, R.F, ARAÚJO, V.L, CHERNICHARO, C.A. (1.997). **Tratamento secundário de esgotos sanitário através da associação em série de Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos** – Vitória-E.S. – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo, 12 p.

HEIJNEN, J.J (1.984). **Biological industrial wastewater treatment minimizing biomass production and maximizing biomass concentration**. Ph.D. Thesis, Delft University of Technology, Delft.

IWAI, S., KITAO, T. (1.994). **Wastewater treatment with microbial films**. Technomic publish-ing Co, Lancaster, EUA, 184 p.

LACAMP, B.; HANSEN, F., PENILLARD, P E ROGALLA, F. (1.992) . **Wastewater nutrient removal with advanded biofilm reactors** – Water Sci & Technol., vol. 27, nº 5/6, p. 263 – 276.

LÉO, L. F. R (2.002) **Avaliação do comportamento de um reator UASB com separador de fases simplificado no tratamento de efluentes de curtumes**. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, 124 p.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCE (1.974). **Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants: Chromium**. Washington, S.I, p. 37 – 39 e 68 – 72.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M; HEIJENEN, J. J (2.000a). **Wastewater treatment with particulate biofilm reactors**. Journal of Biotechnology. v. 80, p. 1 – 33.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M; HEIJNEN, S. J (2.000b). **Particle-based biofilm reactor technology**. Tibtech, v. 18, p. 312 – 320.

PATTERSON, K. E (1.977). **Tradicional vs. State-of-the-art Methods of Treating Wastewaters Containing Heavy Metals: A Consultant's Point of View**. Chemical Wastewater Treatment, S.1.,v. 73, p 384 - 389 .

Pujol, R., Canler, J.P. e Iwema, A. (1.992) - **Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process** - Water Sci. & Technol., vol. 26, nº 3/4, pp. 693 - 702

ROUXHET, P.G., MOZES, N. (1.990). **Physical chemistry of the interface between attached micro-organisms and their support**. Water Research, 22 (1/2), pp 1-16.

SANTAELLA. S. T. (2.000). **Estudo de Tecnologias apropriadas para o Tratamento dos Efluentes da Indústria de Castanha do Caju**. Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, v. 5 – nº 4, p 96.

SILVA, G. M., WANKE, R., GONÇALVES, R. F., (2.000). **Pequenas Estações “Anaeróbio – Aeróbio” de alta para tratamento secundário de esgoto sanitário no Brasil** – In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Cancun- México: AIDIS. Anais em cd-room, 9 p.

SILVA, P. C. (1.996) **Avaliação do sistema filtro anaeróbio-biofiltro aerado para tratamento de efluentes líquidos de curtumes**. Dissertação (Mestrado) – Saneamento de Meio Ambiente, Universidade Federal de Minas Gerais, 117 p.

SITÔNIO, C.P. (2.001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando biofiltro aerado submerso**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TUTOR. **Biofilms**. Disponível em [http:// www.biofilm_tutor.html.htm](http://www.biofilm_tutor.html.htm). Acesso em 10/outubro/2.000.

VAN HAANDEL, A, C., LETTINGA, G. (1.994). **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley and Sons, 222 p.

von SPERLING, M. (1.996). **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. – Belo Horizonte-MG – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 211 p.



Tabela A-1					
Família II-A - FLORA 20					
Data	Esp. no	Esp. em			
		Flora 20 anos	Flora 10 An	Flora 15 An	Flora 20 An
Fam. II-A - FLORA 20					
10/01/02	1	107	100	93	86
10/02/02	2	108	100	94	87
10/03/02	14	109	97	90	83
10/04/02	16	110	100	92	85
10/05/02	20	111	95	88	81
10/06/02	28	112	90	83	76
10/07/02	40	113	87	80	73
10/08/02	53	114	84	77	70
Média		114,2	90,5	84,1	77,1
Desvio		11,2	11,1	10,1	9,8
Desvio 95		4,8	5,0	4,6	4,3
Fam. II - FLORA 30					
10/01/02	18	115	100	93	86
10/02/02	100	116	97	90	83
10/03/02	104	117	94	87	80
10/04/02	108	118	91	84	77
10/05/02	112	119	88	81	74
10/06/02	116	120	85	78	71
10/07/02	120	121	82	75	68
Média		117,1	88,3	81,3	74,3
Desvio		10,7	10,5	9,7	9,3
Desvio 95		4,9	5,1	4,6	4,4
Fam. II-A - FLORA 30					
10/01/02	213	122	100	93	86
10/02/02	218	123	97	90	83
10/03/02	223	124	94	87	80
Média		121,3	93,8	86,7	79,7
Desvio		11,7	11,3	10,2	9,8
Desvio 95		5,2	5,3	4,8	4,5
Fam. II-B - FLORA 30					
10/01/02	50	125	100	93	86
10/02/02	57	126	97	90	83
10/03/02	63	127	94	87	80
10/04/02	67	128	91	84	77
10/05/02	74	129	88	81	74
10/06/02	81	130	85	78	71
10/07/02	88	131	82	75	68
10/08/02	95	132	79	72	65
10/09/02	102	133	76	69	62
10/10/02	109	134	73	66	59
Média		129,7	87,5	80,3	73,3
Desvio		11,7	11,3	10,2	9,8
Desvio 95		5,2	5,3	4,8	4,5

ANEXOS

TABELA A - 1					
Parâmetro: DBOtotal (mg/L)					
Data	Dias de Monitoramento	Efluente			
		Bruto	Decantador	UASB	Biofiltro
Fase I - FIGURA 09					
01/05/02	1	1079	993	408	322
08/05/02	8	1034	715	294	417
14/05/06	14	1292	867	302	238
16/05/02	16	706	726	362	123
20/05/02	20	1033	854	346	170
04/06/02	35	715	695	441	298
09/06/02	40	627	547	385	151
12/06/02	43	496	338	266	83
	Valores-Fase I				
	Máximo	1.292	993	441	417
	Médio	873	717	351	225
	Mínimo	496	338	266	83
Fase II - FIGURA 20					
24/07/02	85	874	626	246	215
08/08/02	100	725	576	314	211
12/08/02	104	378	281	274	147
30/09/02	153	517	298	498	270
10/10/02	163	765	447	437	163
17/10/03	170	1341	550	422	171
12/12/02	226	955	726	453	245
	Valores-Fase II				
	Máximo	1.341	726	498	270
	Médio	807,86	500,57	377,71	203,14
	Mínimo	378	281	246	147
Fase III-A - FIGURA 30					
28/01/03	273	1063	665	409	183
30/01/03	275	765	322	189	159
06/02/03	282	1093	427	310	222
	Valores-Fase III-A				
	Máximo	1.093	665	409	222
	Médio	973,7	471,3	302,7	188
	Mínimo	765	322	189	159
Fase III-B - FIGURA 38					
12/02/03	288	964	378	286	266
13/02/03	289	924	606	381	147
19/02/03	295	715	302	175	109
12/03/03	317	644	457	226	128
19/03/03	324	1053	458	290	150
26/03/03	331	915	517	267	159
09/04/03	345	963	734	533	203
16/04/03	352	854	615	489	158
23/04/03	359	814	448	159	20
	Valores-Fase III-A				
	Máximo	1.053	615	533	266
	Médio	871,8	501,7	311,8	148,9
	Mínimo	715	302	159	20

TABELA A - 2					
Eficiência de remoção de DBOtotal (%)					
Data	Dias de	Unidades de Tratamento			
	Monitoramento	Decantador	UASB	Biofiltro	Global
Fase I - FIGURA 10					
01/05/02	1	7,97	58,91	21,08	70,15
08/05/02	8	30,85	58,88	0	59,67
14/05/06	14	32,89	65,17	21,19	84,58
16/05/02	16	0	50,14	66,02	82,58
20/05/02	20	17,33	59,48	50,87	83,54
04/06/02	35	2,8	36,55	32,43	58,32
09/06/02	40	4,78	29,62	60,78	75,92
12/06/02	43	31,85	21,3	68,8	83,27
Eficiência - Fase I					
	Máximo	32,89	65,17	68,8	84,58
	Médio	16,05	47,5	40,15	74,4
	Mínimo	0	21,3	0	58,32
Fase II - FIGURA 21					
24/07/02	85	28,37	60,7	12,6	75,4
08/08/02	100	20,55	45,49	32,8	70,9
12/08/02	104	25,66	2,49	46,35	61,11
30/09/02	153	42,36	0	45,78	47,78
10/10/02	163	41,57	2,24	62,7	78,69
17/10/03	170	58,99	23,27	59,48	87,25
12/12/02	226	23,98	37,6	45,92	74,35
Eficiência - Fase II					
	Máximo	58,99	60,7	62,7	87,25
	Médio	34,5	24,54	43,66	70,78
	Mínimo	20,55	0	12,6	47,78
Fase III-A - FIGURA 31					
28/01/03	273	37,44	38,5	55,26	82,78
30/01/03	275	57,91	41,3	15,87	79,21
06/02/03	282	60,93	27,4	28,39	79,69
Eficiência - Fase III-A					
	Máximo	60,93	41,3	55,26	82,78
	Médio	52,1	35,7	33,2	80,6
	Mínimo	37,44	27,4	15,87	79,21
Fase III-B - FIGURA 39					
12/02/03	288	60,79	24,34	7	69,21
13/02/03	289	34,42	37,13	61,42	84,09
19/02/03	295	57,76	42,05	37,72	84,75
12/03/03	317	29,04	50,55	43,36	80,12
19/03/03	324	56,5	36,68	48,27	85,75
26/03/03	331	43,5	48,36	40,45	82,62
09/04/03	345	23,78	27,38	61,91	78,92
16/04/03	352	29,79	20,49	67,69	81,5
23/04/03	359	44,96	64,51	87,42	97,54
Eficiência - Fase III-B					
	Máximo	60,79	64,51	87,42	97,54
	Médio	42,3	39,05	50,6	82,72
	Mínimo	23,78	20,49	7	69,21

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

TABELA A - 10		
Fator de Biodegradabilidade		
Data	Dias de	Fator de Biodegradabilidade (fb)
	Monitoramento	
Fase I - FIGURA 19		Biofiltro Aerado
01/05/02	1	0,63
14/05/06	14	0,62
16/05/02	16	0,3
20/05/02	20	0,45
04/06/02	35	0,71
09/06/02	40	0,29
12/06/02	43	0,15
Valores - Fase I		
	Máximo	0,71
	Médio	
	Mínimo	0,15
Fase II - FIGURA 28		
24/07/02	85	0,39
08/08/02	100	0,41
12/08/02	104	0,5
10/10/02	163	0,28
17/10/02	170	0,38
12/12/02	226	0,44
Valores - Fase II		
	Máximo	0,5
	Médio	
	Mínimo	0,28
Fase III-A - FIGURA 37		
28/01/03	273	0,42
30/01/03	275	0,33
06/02/03	282	0,42
Valores - Fase III-A		
	Máximo	0,42
	Médio	
	Mínimo	0,33
Fase III-B - FIGURA 49		
12/02/03	288	0,5
13/02/03	289	0,44
19/02/03	295	0,25
12/03/03	317	0,78
19/03/03	324	0,63
26/03/03	331	0,4
09/04/03	345	0,4
16/04/03	352	0,42
Valores - Fase III-B		
	Máximo	0,78
	Médio	
	Mínimo	0,25

[illegible]



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

Câmpus de Ilha Solteira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Av. Brasil Centro, 56
15385-000 Ilha Solteira - SP
www.dec.feis.unesp.br

