

USP

Campus de São Carlos

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
COM BIOFILTRO AERADO SUBMERSO
PREENCHIDO COM CARVÃO GRANULAR:
DESEMPENHO TÉCNICO E ESTUDO DE
VIABILIDADE ECONÔMICA

HALLAN FONTANA

ORIENTADOR: PROF. DR. LUIZ ANTONIO DANIEL

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO



ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM
BIOFILTRO AERADO SUBMERSO PREENCHIDO COM
CARVÃO GRANULAR: DESEMPENHO TÉCNICO E
ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA**

Hallan Fontana

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

São Carlos, SP
2007

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

F679p	Fontana, Hallan Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular : desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica / Hallan Fontana ; orientador Luiz Antonio Daniel. -- São Carlos, 2007.
	Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007.
	1. Pós-tratamento. 2. Esgoto sanitário. 3. Biofiltro aerado submerso. 4. Carvão granular. 5. Desempenho técnico. 6. Viabilidade econômica. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

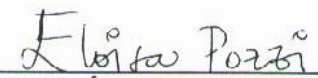
Candidato: Engenheiro **HALLAN FONTANA**

Dissertação defendida e julgada em 08/02/2008 perante a Comissão Julgadora:



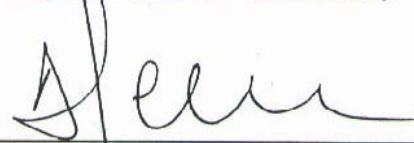
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO




Dr.^a **ELOÍSA POZZI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

aprovado




Prof. Titular **PEDRO ALEM SOBRINHO**
(Escola Politécnica/USP)

APROVADO



Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento)



Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

*“Não te mandei eu? Sê forte e corajoso;
não temas, nem te espantes, porque o SENHOR,
teu Deus, é contigo por onde quer que andares”.*
(Josué 1:9)

*Dedico esta dissertação ao meu pai Dorival
(in memoriam) e a minha mãe Ana.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Luiz A. Daniel pela excelente orientação, pela segurança transmitida e pela amizade.

Aos professores Marcelo Zaiat, Eugênio Foresti pelo apoio e confiança durante a pós-graduação. À pesquisadora Lucí A. Queiroz pelos questionamentos que antecederam a finalização deste trabalho. Aos membros da banca de defesa, professor Pedro Alem Sobrinho e Eloísa Pozzi Gianotti, pela importante participação na conclusão da mesma.

Aos funcionários do SHS, Sá, Pavi e Roberto Bérghamo pela presteza incondicional em ajudar o próximo.

Aos amigos da pós-graduação, Orlando, Antônio Netto, Silvia e Hemerson, pela imprescindível colaboração durante a fase experimental.

Ao CNPq por incentivar e fomentar este trabalho.

À Sanepar por viabilizar o término dos experimentos em São Carlos, particularmente à Leura L. Conte de Oliveira e à minha amiga Soraia Giordani por toda compreensão e apoio.

À minha família por me “agüentar” nos momentos difíceis e por compartilhar a felicidade na alegria. À Vivian, meu amor, por não me deixar abater.

Finalmente, mas acima de tudo, agradeço a Deus pela proteção, pelas graças recebidas e pelas amizades adquiridas durante todo o período deste trabalho.

RESUMO

FONTANA, H. (2007). *Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica*. São Carlos, 2007. 127p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Neste trabalho avaliou-se o desempenho técnico e a viabilidade econômica do biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular antracitoso, empregado no pós-tratamento de efluente proveniente de reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo. Os biofiltros experimentais utilizados no trabalho, com volume reacional de 47 L, operaram por 200 dias, com tempos de detenção hidráulica de 5 e 7,5h. Constatou-se a viabilidade técnica em relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. O BF1 (TDH=5h), apresentou eficiências médias na remoção de DQO_f, DBO₅ e nitrogênio amoniacal de 62%, 46% e 89%, respectivamente, com valores médios de efluente de 25±11 mgDQO_f/L, 36±29 mgDBO₅/L e 4±9 mgN-NH₃/L. Por outro lado, o BF2 (TDH=7,5h), com desempenho superior, apresentou eficiências médias na remoção de DQO_f, DBO₅ e nitrogênio amoniacal de 68%, 95% e 89%, respectivamente, com valores médios de efluente de 21±12 mgDQO_f/L, 3±3 mgDBO₅/L e 6±12mg N-NH₃/L. Os sistemas combinados UASB+BF apresentaram eficiências globais médias acima de 87% para DQO filtrada. Na análise da viabilidade econômica, o custo do leito filtrante de carvão representou, em média, 23% do custo total de implantação. Para o horizonte de projeto de 20 anos e taxa de juros de 11% ao ano, as receitas mínimas estimadas para sistemas de pós-tratamento com biofiltro preenchido com carvão foram de R\$ 0,19; R\$ 0,20; 0,22 e R\$ 0,24 por metro cúbico tratado, para populações de 200.000, 100.000, 50.000 e 25.000 habitantes respectivamente, sem considerar o custo com o tratamento do lodo gerado neste tratamento.

Palavras-chave: Pós-tratamento, esgoto sanitário, biofiltro aerado submerso, carvão granular, desempenho técnico, viabilidade econômica

ABSTRACT

FONTANA, H. (2007). *Wastewater post-treatment with submerged aerated biofilter filled with granular coal: technical performance and economic viability study*. São Carlos, 2007. 127p. M.S. Dissertation – Engineering School of São Carlos, University of São Paulo.

This research refers to technical performance and economic viability of submerged aerated biofilter with bed granular anthracite coal, employed in the post-treatment of effluent from upflow anaerobic sludge bed reactor. The experimental biofilters used in this research, with 47 L reaction volume, were loaded for 200 days with hydraulic retention time of 5 and 7.5h. Technical feasibility regarding the removal of organic matter and ammonia nitrogen was confirmed. BF1 (HRT=5h) removal efficiencies of filtered COD, BOD and ammonia nitrogen were 62%, 46% and 89%, respectively, with average effluent concentration of 25 ± 11 mgCOD_f/L, 36 ± 29 mgBOD₅/L e 4 ± 9 mgNH₃/L. Moreover, BF2 (HRT=7.5h), with higher performance, achieved removal efficiencies 68%, 95% and 89% of filtered COD, DBO and ammonia nitrogen respectively, with average effluent concentration of 21 ± 12 mgCOD_f/L, 3 ± 3 mgBOD₅/L and 6 ± 12 mgNH₃/L. Combined systems UASB+BF achieved average overall efficiencies above 87% to filtered COD. Concerning economic feasibility study, the coal bed represented, on average, 23% of the total deployment cost. Within a twenty-year-project horizon and 11% of annual interest rate, the estimated minimum revenues for post-treatment system with submerged aerated biofilter with bed coal were R\$ 0,19; R\$ 0,20; R\$ 0,22 and R\$ 0,24 - Brazilian Real - per cubic meter of wastewater treated for 200,000, 100,000, 50,000 and 25,000 inhabitants respectively, without evaluating treatment cost of sludge generated in this system.

Keywords: Post-treatment, wastewater, submerged aerated biofilter, granular coal, economic viability, technical performance

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Afluente
AP	Alcalinidade parcial
AT	Alcalinidade total
B	Esgoto bruto
BDI	Bonificação por despesas indiretas
BF	Biofiltro aerado submerso
CAG	Carvão antracitoso granular
COT	Carbono orgânico total
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
E	Efluente
ETE	Estação de tratamento de esgoto
MO	Matéria orgânica
N-amon	Nitrogênio na forma amoniacal ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NH}_3$)
N-NH ₃	Nitrogênio na forma de amônia
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de íon amônio
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito (N-nitrito)
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato (N-nitrato)
N-org	Nitrogênio na forma orgânica
NT	Nitrogênio total ($\text{NTK} + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$)
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl ($\text{N-org} + \text{N-amon}$)
OD	Oxigênio dissolvido
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais

SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
VPL	Valor Presente Líquido

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Custo
CU	Coefficiente de uniformidade
D	Depreciação
DP	Desvio padrão
FC	Fluxo de caixa
i	Taxa de juros
I	Imposto
L_T	Lucro tributável
n	número de amostras
η	Porosidade
ρ	Massa específica
ρ'	Massa específica aparente
P	Porte da unidade de tratamento
PV	Valor presente
Q	Vazão
r	valor residual contábil
R	Eficiência de remoção
RE	Receita
Rg	Eficiência combinada (global)
t	cota anual de depreciação
T	Temperatura
τ	Alíquota de imposto
TE	Tamanho efetivo
Y	Produção específica de biomassa

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1: Resumo das características dimensionais do reator UASB	26
Tabela 4.2: Características dos equipamentos empregados na montagem das unidades	28
Tabela 4.3: Características do carvão granular antracitoso - meio suporte	30
Tabela 4.4: Características dimensionais dos compartimentos do BF	31
Tabela 4.5: Resumo das características dimensionais dos BFs	32
Tabela 4.6: Identificação dos pontos principais de coleta	34
Tabela 4.7: Identificação dos pontos adicionais e janelas de amostragem	34
Tabela 4.8: Identificação das janelas de amostragem	34
Tabela 4.9: Parâmetros de monitoramento	35
Tabela 4.10: Características operacionais do reator UASB e dos biofiltros	39
Tabela 4.11: Dados de referência para o pré-dimensionamento dos sistemas de pós- tratamento com BFs	40
Tabela 4.12: Quantidade de conjuntos sopradores em função do porte da unidade de pós-tratamento	44
Tabela 4.13: Características do sistema de preparação e dosagem de solução alcalinizante em função do porte das unidades de pós-tratamento	45
Tabela 4.14: Número de funcionários em função do porte das unidades de pós- tratamento	46
Tabela 4.15: Índices para custos de manutenção e de reposição do leito em função do porte das unidades	47
Tabela 5.1: Temperatura ambiente e temperatura nos efluentes das unidades de tratamento de esgoto	52
Tabela 5.2: Concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades de tratamento de esgoto	53
Tabela 5.3: pH e alcalinidade nos efluentes das unidades de tratamento	56

Tabela 5.4: DQO bruta e DQO filtrada nos efluentes das unidades, eficiências de remoção e eficiências globais nos sistemas combinados UASB+BF	59
Tabela 5.5: DBO ₅ nos efluentes das unidades e eficiências de remoção.....	59
Tabela 5.6: Relação DBO ₅ /DQO _b no afluente e efluentes dos BFs	63
Tabela 5.7: COV aplicado e removido nas unidades de tratamento em termos de DQO e DBO	63
Tabela 5.8: NTK, N-NH ₃ e N-org nos efluentes das unidades e eficiências de remoção	66
Tabela 5.9: Resumo estatístico para o nitrogênio na forma de nitrito, nitratos e nitrogênio total nos efluentes dos biofiltros	67
Tabela 5.10: Resumo estatístico para fósforo total nos efluentes dos biofiltros.....	70
Tabela 5.11: Concentrações de sólidos totais e eficiências de remoção nos efluentes dos biofiltros	71
Tabela 5.12: Concentrações de sólidos suspensos e eficiências de remoção nos efluentes dos biofiltros.....	71
Tabela 5.13: Carregamentos volumétricos aplicados e removidos nos biofiltros em termos de SST	74
Tabela 5.14: Biomassa retida nos biofiltros – método Cheng et. al, 1995.....	75
Tabela 5.15: Biomassa retida nos biofiltros - método alternativo	75
Tabela 5.16: Custo dos sistemas em função do porte do pós-tratamento	79
Tabela 5.17: Custo de implantação das unidades de pós-tratamento.....	80
Tabela 5.18: Custos operacionais anuais para as unidades de pós-tratamento	82
Tabela 5.19: Base de cálculo e depreciação anual dos equipamentos	83
Tabela 5.20: Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento para 50.000 habitantes....	83
Tabela 5.21: Receita das unidades de pós-tratamento	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Ciclo do nitrogênio em processos de tratamento biológico.....	13
Figura 3.2: Método do valor presente líquido.....	20
Figura 4.1: Vista geral da ETE do Campus 1 da USP – São Carlos/SP.....	26
Figura 4.2: Fluxograma simplificado do sistema experimental.....	27
Figura 4.3: Fotografia do reservatório intermediário.....	27
Figura 4.4: Esquema das unidades de pós-tratamento.....	28
Figura 4.5: Sala de abrigo das unidades experimentais.....	29
Figura 4.6: Fotografia da conexão “tê” flangeada com a janela de amostragem.....	30
Figura 4.7: Fotografia do flange da base.....	31
Figura 4.8: Desenho esquemático do biofiltro.....	32
Figura 4.9: Fotografia dos biofiltros montados na sala de abrigo.....	33
Figura 4.10: Procedimento para determinação de biomassa no meio suporte.....	37
Figura 5.1: Variação da temperatura nos efluentes das unidades ao longo do período experimental.....	53
Figura 5.2: Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades ao longo do período experimental.....	54
Figura 5.3: Variação do pH nos efluentes ao longo do período experimental.....	56
Figura 5.4: Variação da alcalinidade parcial dos efluentes durante o período experimental.....	57
Figura 5.5: Variação da alcalinidade total dos efluentes durante o período operacional.....	58
Figura 5.6: Variação temporal da DQO bruta nos efluentes das unidades.....	60
Figura 5.7: Variação temporal da DQO filtrada nos efluentes das unidades.....	61
Figura 5.8: Eficiências de remoção de DQO_f nos efluentes das unidades e eficiências globais nos sistemas combinados UASB+BF.....	62
Figura 5.9: Variação temporal da DBO_5 - (a) DBO nos efluentes das unidades; (b) Eficiência de remoção.....	62

Figura 5.10: Correlação entre a carga orgânica volumétrica aplicada e removida – (a), (c) e (e) no BF1; (b), (d) e (f) no BF2 em termos de DQO_b , DQO_f e DBO_5 respectivamente	64
Figura 5.11: Variação da DQO_f ao longo das alturas dos biofiltros - (a) BF1, (b) BF2.	65
Figura 5.12: Variação temporal das concentrações de $N-NH_3$, NTK, nitrito e nitrato no afluente e efluentes dos biofiltros - (a) BF1, (b) BF2	68
Figura 5.13: Variação temporal da concentração de NTK no afluente e do nitrogênio total nos efluentes dos biofiltros.....	69
Figura 5.14: Variação temporal do fósforo nos efluentes dos biofiltros.....	70
Figura 5.15: Variação temporal da concentração sólidos totais nos efluentes das unidades – (a) ST, (b) SST	72
Figura 5.16: Eficiência de remoção de SST nos biofiltros	72
Figura 5.17: Variação temporal da relação STV/ST nos efluentes dos biofiltros.....	73
Figura 5.18: Biomassa retida ao longo das alturas dos biofiltros	75
Figura 5.19: Variação horária nos afluentes e efluentes das unidades a partir das 18h dos 50º dia operacional - (a) temperatura, (b) OD, (c) pH, (d) DQO_b , (e) DQO_f	77
Figura 5.20: Custo da unidade de tratamento com biofiltros em função do porte e vazão do pós-tratamento	80
Figura 5.21: Receita mínima em função do porte da unidade de pós-tratamento.....	85

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	iii
LISTA DE SÍMBOLOS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	viii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Generalidades	5
3.2 Biofiltro Aeróbio Submerso (BF)	5
3.2.1 Sentido de escoamento	7
3.2.2 Material suporte	8
3.2.3 Sistema de aeração	8
3.2.4 Lavagem do meio filtrante	9
3.2.5 Consumo de energia	9
3.3 Atividades Microbiológicas nos Biofiltros	9
3.4 Produção de lodo em biofiltros	11
3.5 Nitrificação	12
3.6 Sistema combinado de tratamento anaeróbio/aeróbio	16
3.7 Viabilidade Econômica de sistemas de tratamento de esgoto sanitário	18
3.7.1 Método do valor presente líquido	19
3.7.2 Custos dos sistemas de tratamento	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 Descrição geral	25
4.2 Fase experimental	25
4.2.1 Sistema Experimental	26
4.2.2 Unidades de pós-tratamento com biofiltros	28
4.2.3 Sistema de aeração	29
4.2.4 Meio suporte	29
4.2.5 Os biofiltros	30
4.3 Amostragem e convenções	33
4.4 determinações analíticas	34
4.4.1 Etapas de avaliação do desempenho	36

4.5	Inóculo	38
4.6	Operação e controle	38
4.6.1	Fonte alcalinizante	39
4.7	Estudo de viabilidade econômica.....	39
4.7.1	Pré-dimensionamento dos biofiltros	40
4.7.2	Custos unitários.....	42
4.7.3	Custos de implantação	42
4.7.4	Custos fixos (operacionais).....	46
4.7.5	Fluxo de Caixa	48
4.7.6	Viabilidade econômica.....	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1	Retrolavagem	49
5.2	Problemas operacionais.....	50
5.3	Desempenho global.....	52
5.3.1	Temperatura e oxigênio dissolvido	52
5.3.2	pH e alcalinidade.....	55
5.3.3	Remoção de matéria orgânica	58
5.3.4	Conversão de nitrogênio	66
5.3.5	Remoção de sólidos	71
5.3.6	Análise do acúmulo de lodo.....	73
5.3.7	Análise da variação temporal de matéria orgânica	76
5.4	Viabilidade econômica.....	79
5.4.1	Custos da unidade de tratamento	79
5.4.2	Custos de implantação	79
5.4.3	Custos operacionais.....	82
5.4.4	Fluxos de caixa.....	82
6	CONCLUSÕES	87
7	SUGESTÕES.....	91
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93
	ANEXO A - Certificado de qualidade do carvão granular antracitoso.....	99
	ANEXO B - Fórmulas e cálculos envolvendo o biofiltro experimental	101
	ANEXO C - Resultados experimentais.....	105
	ANEXO D - Resultados experimentais do perfil temporal.....	109
	ANEXO E - Pré-dimensionamento dos biofiltros.....	111
	ANEXO F - Desenho esquemático do módulo padrão – câmara 6x10 m	115
	ANEXO G - Leiaute das unidades de pós-tratamento	117
	ANEXO H - Lista de custos unitários.....	121
	ANEXO I - Fluxos de caixa.....	123
	ANEXO J - Planilhas de custos	125

1 INTRODUÇÃO

Os reatores anaeróbios vêm ganhando destaque no tratamento de esgotos sanitários. Dentre as várias características favoráveis dos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), pode-se citar: possibilidade de utilização de elevadas taxas de carregamento hidráulico, menor produção de lodo em relação aos processos aeróbios e maior robustez às variações de cargas orgânicas, hidráulicas e tóxicas. No entanto, geralmente, estas unidades produzem efluentes com qualidade inferior ao padrão de lançamento estabelecido pelo órgão competente, necessitando de unidades de pós-tratamento.

Dentre as várias alternativas estudadas para melhoria dos efluentes provenientes de sistemas anaeróbios, a utilização de processos aeróbios vem ganhando espaço nas pesquisas. Apesar de taxa de produção de lodo ser maior nestes processos, os sistemas aeróbios apresentam elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Neste contexto, a utilização de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento do efluente proveniente de reator anaeróbio é uma alternativa tecnicamente viável. Notadamente, dois fatores favorecem a sua utilização: (i) a redução relativa na produção de lodo, uma vez que a maior parte da fração orgânica já foi removida na unidade anaeróbia antecedente, e; (ii) o desempenho mais uniforme da unidade aeróbia, pelo fato das freqüentes oscilações (orgânicas, hidráulicas e tóxicas) dos despejos sanitários serem assimilados pelo reator anaeróbio.

Mesmo reconhecendo as vantagens do emprego de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, muitos questionamentos ainda persistem, como a eficiência do biofiltro na melhoria do efluente do reator anaeróbio, a ocorrência de nitrificação, a produção de lodo na unidade de pós-tratamento e viabilidade econômica de implantação em escala real.

Normalmente a avaliação da produção de lodo nos biofiltros ocorre pela análise do volume descartado nas operações periódicas de lavagem. Resumidamente, o procedimento de lavagem consiste na interrupção do fornecimento do despejo, aumento na taxa de aeração para desprendimento da biomassa em excesso, descarga de fundo para coleta do material descartado, injeção com fluxo invertido e sob pressão de água e nova descarga de fundo para coleta do material de lavagem. Apesar da eficiência dessa técnica de lavagem, permitindo que o biofiltro volte a funcionar adequadamente por um novo período de operação, a análise do material descartado pode não representar satisfatoriamente a produção de lodo do sistema. Note-se que parcela considerável de biomassa desprendida pela operação de lavagem pode estar retida no próprio meio suporte. Portanto, o material descartado representaria mais significativamente apenas a produção de lodo no fundo do reator. Para o caso da mistura do descarte inicial de fundo com a água de lavagem, a análise de produção de lodo pode corresponder a uma estimativa parcial. Uma outra opção, e possivelmente complementar ao procedimento descrito anteriormente, seria acompanhar periodicamente a produção de biomassa no meio suporte através de amostragens ao longo do comprimento do biofiltro.

Em relação à viabilidade econômica, a literatura confirma a escassez de dados sobre os custos de implantação de sistemas de pós-tratamento empregando biofiltros aeróbios submersos. O estudo de viabilidade econômica deve investigar se determinado projeto é rentável, ou seja, se o capital retornará ao investidor a uma taxa de retorno conhecida durante um período preestabelecido. Para os projetos que englobam sistemas de tratamento ou de pós-tratamento de esgotos, por exemplo, os estudos de viabilidade podem ser realizados visando o balizamento do valor unitário do metro cúbico de despejo tratado (R\$/m³). O estudo de viabilidade econômica deve conceber os investimentos iniciais, as despesas e receitas operacionais, e pelo menos a taxa de retorno e o horizonte de projeto do empreendimento.

Neste contexto, foi proposto no presente trabalho o desenvolvimento em escala piloto de biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular, a avaliação de seu desempenho técnico e um estudo da viabilidade econômica de implantação em escala real.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho técnico de biofiltro aerado submerso (BF) preenchido com carvão granular, empregado no pós-tratamento de efluente proveniente de reator UASB e estudo da viabilidade econômica de utilização do sistema em escala real.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- a. Avaliar a eficiência da unidade de pós-tratamento na melhoria da qualidade do efluente proveniente de reator UASB, principalmente em relação à remoção das frações de matéria orgânica, de nitrogênio amoniacal, de fósforo e de sólidos;
- b. Avaliar a nitrificação do biofiltro nas condições de operação;
- c. Avaliar a produção de lodo na unidade de pós-tratamento;
- d. Realizar estudo de viabilidade econômica, considerando os custos de construção, operação e o custo do capital para implantação em escala real.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GENERALIDADES

A revisão bibliográfica foi desenvolvida de maneira a fornecer embasamento teórico necessário à realização da pesquisa proposta. Neste sentido, os tópicos abordados, além de auxiliarem o entendimento de aspectos imprescindíveis à pesquisa também fornecem dados sobre a utilização dos biofiltros em experimentos anteriores.

A presente revisão aborda os seguintes temas:

- a. Características do sistema combinado anaeróbio/biofiltro;
- b. Características do biofiltro aerado;
- c. Tópicos necessários ao desenvolvimento do estudo de viabilidade econômica do sistema de pós-tratamento.

3.2 BIOFILTRO AERÓBIO SUBMERSO (BF)

Considerando os sistemas que empregam processos biológicos anaeróbios para tratamento de despejos, os reatores podem apresentar elevadas concentrações de biomassa ativa em seu volume reacional, com altas eficiências na remoção de cargas orgânicas e de sólidos em suspensão e com curtos tempos de detenção hidráulica.

Porém, conforme destacado por Speece (1996), uma das desvantagens dos processos que empregam tratamento anaeróbio é que, normalmente, a qualidade do efluente tratado não atende ao padrão de lançamento em águas superficiais estabelecido em legislação. Nesta situação, torna-se necessário a implantação de um tratamento

complementar (ou pós-tratamento) para adequação do efluente final à legislação pertinente. A título de exemplo, pode-se citar a Resolução n.º. 001/2007-SEMA, da Secretária do Meio Ambiente do Estado do Paraná, que estabelece padrão de lançamento para efluentes para ETEs. Apesar de estabelecer metas progressivas, o artigo n.º. 9 desta prescreve que os efluentes somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam às seguintes condições e padrões, resguardadas outras exigências cabíveis:

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

Os reatores com biomassa aderida a um meio suporte garantem elevados tempos de retenção de sólidos, sem que para isso se faça necessário a recirculação de lodo. O filtro biológico aeróbio é um reator constituído essencialmente por um tanque com recheio de pedras ou outro tipo de material inerte, sobre o qual o despejo lançado na superfície percola por entre os interstícios do material que serve de suporte para os microrganismos. O lançamento do despejo é feito através de dispositivos de distribuição, fixos ou móveis, e a coleta ocorre por sistema de drenagem no fundo do filtro, permitindo uma condição de escoamento contínuo (CAMPOS, 1994). Alternativamente, o fluxo do efluente nos biofiltros pode ser ascendente.

Os reatores aeróbios apresentam inúmeras variações construtivas e operacionais, destacando-se principalmente os discos biológicos (*rotating biological contactors*), os reatores de leito fluidizado e os reatores de leito fixo submerso.

Gonçalves *et. al* (1993) cita que, dentre as diversas configurações possíveis, estudos recentes com reatores de leito fixo submerso mostraram o potencial de emprego destes equipamentos como unidades de tratamento complementar. Esses reatores caracterizam-se pela compactidade, pelo aspecto modular e pela simplicidade operacional. No biofiltro aerado submerso, o tratamento biológico do despejo é realizado por microrganismos aderidos ao meio suporte inerte e completamente submerso.

Como o meio suporte é mantido sob imersão, os biofiltros são reatores trifásicos. A fase sólida é constituída pelo meio suporte e pelos microrganismos a ele aderidos, a

fase líquida é o próprio líquido em escoamento pelo meio poroso e a fase gasosa é formada pela aeração artificial e pelos gases produzidos nos processos de biodegradação.

Segundo Jordão e Pessoa (2005), assim como nos filtros percoladores, as diferentes cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas aos filtros biológicos podem resultar em vantagens e desvantagens. Os filtros biológicos de baixa capacidade, caracterizados pela simplicidade de operação, podem apresentar inconvenientes como tanques com áreas significativas, alta perda de carga no meio filtrante, incidência de insetos e emissão de odores.

Quando comparados a sistemas anaeróbios, as principais vantagens de sistemas que empregam biofiltros aerados estão relacionadas ao baixo requerimento de espaço físico, à capacidade de tratamento e clarificação de despejos suficientemente diluídos e a aspectos visuais. Outra vantagem diz respeito à menor produção de lodo quando comparado aos sistemas de lodos ativados. Contudo, não há consenso entre pesquisadores sobre as supostas vantagens dos biofiltros aerados.

Em relação aos tipos de biofiltros existentes no mercado, Gonçalves (1996) destaca como características o sentido de escoamento do líquido, o tipo de material suporte (ou de enchimento), o sistema de aeração, a operação de lavagem e o consumo de energia.

Soares (2003) recordou que os reatores de leito fixo e submerso apresentam várias denominações na literatura, dentre as quais: *biological aerated filter*, *submerged filter*, *aerated submerged fixed film process*, *upflow biofiltration reactor*, *upflow packed-bed reactors*, *submerged bed reactor*, *upflow biofilter* e *submerged aerated biofilter* e outros. Assim como no trabalho do mesmo autor, optou-se por adotar a denominação de biofiltro aerado submerso (*submerged aerated biofilter*), ou simplesmente BF.

3.2.1 Sentido de escoamento

O escoamento de ar no BF é sempre ascendente. Assim, o reator de escoamento ascendente, em que o líquido e o ar circulam no mesmo sentido, é conhecido como co-corrente. Por outro lado, o reator contracorrente ou descendente é aquele em que despejo e ar circulam em sentidos opostos.

Características operacionais como a retenção de sólidos suspensos, o método de lavagem, a transferência gás-líquido, a evolução da perda de carga hidráulica, o consumo de energia e a produção de odores, são diretamente influenciadas pelo sentido de escoamento do reator.

3.2.2 Material suporte

O meio suporte, além de reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no esgoto, deve ser adequado à fixação dos microrganismos na formação do biofilme. O meio suporte pode ser material de origem natural ou sintético.

Os materiais granulares de origem mineral empregados compreendem grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos, carvão granular, materiais arenosos, pozolana e britas em geral.

A partir da década de 90, verificou-se a intensificação na utilização de materiais sintéticos como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plásticos em geral.

3.2.3 Sistema de aeração

A situação mais comum é o BF possuir sistema direto de aeração, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar. Outra opção é utilização de uma câmara de saturação, na qual o esgoto e o ar são mantidos sob pressão por alguns minutos, aumentando a solubilidade do ar no meio líquido.

Sitônio (2001) constatou em seu experimento que o sistema de difusão de ar através de pedras porosas não foi eficiente, com a formação de caminhos preferenciais e zonas mortas. Nesta ocasião, a autora sugeriu a utilização de uma câmara de saturação para melhor distribuição do oxigênio no interior do reator.

Soares (2003) utilizou câmara de saturação na aeração do BF, chegando à conclusão que a utilização da mesma foi eficiente no fornecimento de oxigênio ao sistema.

Carvalho Júnior (2004), realizou experimentos com BF injetando ar no reator tanto por câmara de saturação quanto por sistema de aeração. Concluiu que a câmara de saturação não atendeu a demanda de oxigênio dissolvido necessária à manutenção de condições de aerobiose no reator. A injeção de ar direto no leito do BF, além de

fornecer melhores resultados, também melhorou o desprendimento do excesso de biomassa que era descartado do sistema durante as lavagens do leito.

3.2.4 Lavagem do meio filtrante

A lavagem periódica do meio filtrante é etapa imprescindível na operação dos BFs, controlando a colmatação progressiva do leito pelo crescimento do biofilme (GONÇALVES *et. al*, 2001). A quantidade de água e o consumo de energia são fatores que devem ser considerados no estabelecimento dos protocolos de lavagem. Para sistemas combinados UASB+BF, a lavagem pode ser realizada a cada três dias, utilizando-se menos de 2% do volume de esgoto tratado no período. Evidentemente, o volume necessário a lavagem dos biofiltros pode variar de um sistema para o outro.

Como a lavagem interrompe o funcionamento da unidade, tal operação deve ser realizada em horários de pequenas vazões afluentes a ETE. Após a interrupção da alimentação de esgoto, são realizadas descargas hidráulicas seqüenciais de ar e água de lavagem, em sentido contrário ao fluxo normal, eliminando a biomassa em excesso.

3.2.5 Consumo de energia

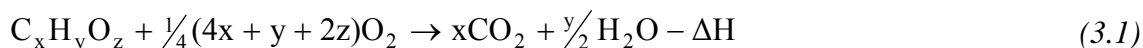
O consumo de energia nos BFs está relacionado principalmente ao sistema de aeração empregado no sistema.

Segundo Gonçalves *et. al* (2001), o consumo médio de energia para ETEs brasileiras que possuem sistema combinado UASB+BFs é da ordem de 2 W/habitante. Metade deste valor refere-se ao consumo de energia na aeração dos BFs. Em relação à remoção de matéria orgânica, a demanda energética média é de 0,4 kWh/kgDQO removida. Porém, para o mesmo autor, devido à inexistência de dispositivos reguladores da quantidade de ar em função da carga afluyente, a demanda energética pode não corresponder às reais necessidades do processo.

3.3 ATIVIDADES MICROBIOLÓGICAS NOS BIOFILTROS

Nos processos aeróbios de degradação de resíduos, a matéria orgânica solúvel e

biodegradável é convertida pelos microrganismos em energia (catabolismo) e novas células (anabolismo), sendo o oxigênio molecular o agente oxidante. Estas duas modalidades de metabolismo são independentes, mas simultâneas, sendo representadas pelas Equações (3.1) e (3.2) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994):



Na Equação (3.2), pode-se verificar que a estabilização aeróbia da matéria orgânica necessita de oxigênio, libera energia e fornece gás carbônico e água como produtos finais.

Nos casos em que decresce a disponibilidade de nutrientes no meio, a matéria orgânica armazenada no interior das células é utilizada para a manutenção dos microrganismos, mas não para geração de novas células. Neste processo, conhecido como respiração endógena, a energia produzida e a oxidação do material celular podem ser representadas pela Equação (3.3):



Assim como nos reatores de biomassa fixa, os processos metabólicos ocorrem no biofilme formado no interior dos BFs. O agrupamento de microrganismos e de seus produtos extracelulares ligados a uma superfície inerte é conhecido como biofilme e resulta de fenômenos físicos e químicos diversos.

Para Bryers (1988), a formação do biofilme é resultado de processos de deposição (transporte, aderência inicial, fixação e colonização), de processos metabólicos (consumo de substrato, crescimento celular e replicação) e de remoção do biofilme (predação, cisalhamento, abrasão e desprendimento).

À medida que o biofilme se desenvolve, a difusão de oxigênio até as camadas mais internas torna-se mais difícil. Nestas condições, o biofilme aeróbio pode estratificar-se em filme aeróbio (camada externa) e filme anaeróbio (camada interna).

Os microrganismos aeróbios presentes na camada anaeróbia podem se tornar inativos, disponibilizando seus constituintes celulares para os organismos aeróbios facultativos e anaeróbios (ARAÚJO, 1995).

A velocidade de transferência de oxigênio para as células é normalmente o fator limitante em sistemas aeróbios, determinando a velocidade de conversão biológica. Para Victoria (1993), o transporte por difusão molecular, tanto do substrato quanto do oxigênio, pode ser limitante dependendo da concentração disponível de cada um e da espessura do biofilme. Para Bailey e Ollis (1986), as resistências envolvendo o transporte de oxigênio dependem da hidrodinâmica da bolha, da solubilidade do oxigênio, da temperatura, da atividade celular, da composição da solução e de fenômenos interfaciais.

A quantificação das limitações à transferência de massa entre fases e a possibilidade de redução da velocidade global de reação em sistemas heterogêneos está diretamente relacionada à melhoria do desempenho nos reatores de biomassa imobilizada (ZAIAT, 1996).

A intensa atividade biológica desenvolvida nos BFs favorece o desenvolvimento de grande variedade de microrganismos. Em filtros biológicos, estão presentes principalmente, microrganismos aeróbios, facultativos e anaeróbios, com predomínio dos facultativos, fungos, algas e protozoários. Podem também existir vermes, larvas de insetos e moluscos. As espécies bacterianas normalmente associadas aos BFs são *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* e *Alcaligenes*, como também bactérias filamentosas (*Sphaerotilus natans* e *Beggiatoa*) e nitrificantes (METCALF & EDDY, 2002).

3.4 PRODUÇÃO DE LODO EM BIOFILTROS

Segundo Chernicharo *et. al* (2001), a produção de lodo em BFs submetidos a cargas orgânicas inferiores a 3,5 kgDQO/m³leito.dia é estimada em 0,25 kgSST/kgDQO removida. Como quantidade considerável de DQO já foi removida na etapa anaeróbia do tratamento, o biofilme que se desenvolve no BF é fino e com idade do lodo muito elevada. Sob tais condições, a concentração de sólidos voláteis no lodo de descarte deve ser inferior a 60% (STV/ST).

Quando a carga orgânica é superior 4,0 kgDQO/m³leito.dia, a produção de lodo em BFs deve ser da ordem de 0,4 kgSST/kgDQO removida ou 0,8 a 1,0 kgSST/kgDBO₅ removida. Além do excesso de biofilme, a lavagem do leito remove os sólidos suspensos retidos por filtração, proporcionando que o lodo de lavagem contenha grandes quantidades de sólidos voláteis (>80%). A produção de lodo nas operações de lavagem é estimada em 1 kgSST/m³ de leito.

3.5 NITRIFICAÇÃO

O nitrogênio existente no meio aquático provém de fontes naturais e artificiais. Segundo Campos (1989), enquanto as fontes naturais incluem a fixação biológica e a precipitação, as fontes artificiais estão relacionadas às atividades industriais (fertilizantes, semicondutores, leite, carne, fibras sintéticas e outras), ao escoamento superficial das zonas urbanas e às águas residuárias municipais.

Dentre os problemas causados pela presença do nitrogênio amoniacal nos corpos de água, Mendonça (2000) relata a redução na concentração do oxigênio dissolvido devido à oxidação do nitrogênio amoniacal, o efeito tóxico do íon amônio em peixes e algas, problemas de saúde pública devido ao alto teor de nitrato na água potável e a eutrofização dos corpos receptores.

As principais etapas envolvendo os compostos nitrogenados são: fixação, amonificação, assimilação, nitrificação (nitritação e nitratação) e desnitrificação.

A remoção biológica do nitrogênio de águas residuárias é realizada pelo processo de nitrificação/desnitrificação. A Figura 3.1 ilustra o ciclo simplificado do nitrogênio em processos de tratamento biológico e as formas de ocorrência no ambiente aquático. A nitrificação corresponde apenas ao passo inicial do processo.

Nas águas residuárias, o nitrogênio presente geralmente é caracterizado pelo nitrogênio orgânico, pelo nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), por nitritos (NO_2^-) e por nitratos (NO_3^-). O nitrogênio amoniacal é composto por fração do íon amônio (NH_4^+) e por fração de amônia (NH_3).

Nitrificação é o termo usado para descrever o processo biológico de duas etapas, no qual o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito e o nitrito oxidado a nitrato

(METCALF & EDDY, 2002). A nitrificação é realizada principalmente por bactérias aeróbias estritas, quimiotróficas obrigatórias, que não precisam de substrato orgânico para o seu crescimento, utilizam o dióxido de carbono como fonte de carbono e obtêm energia pela oxidação do íon amônio e do nitrito.

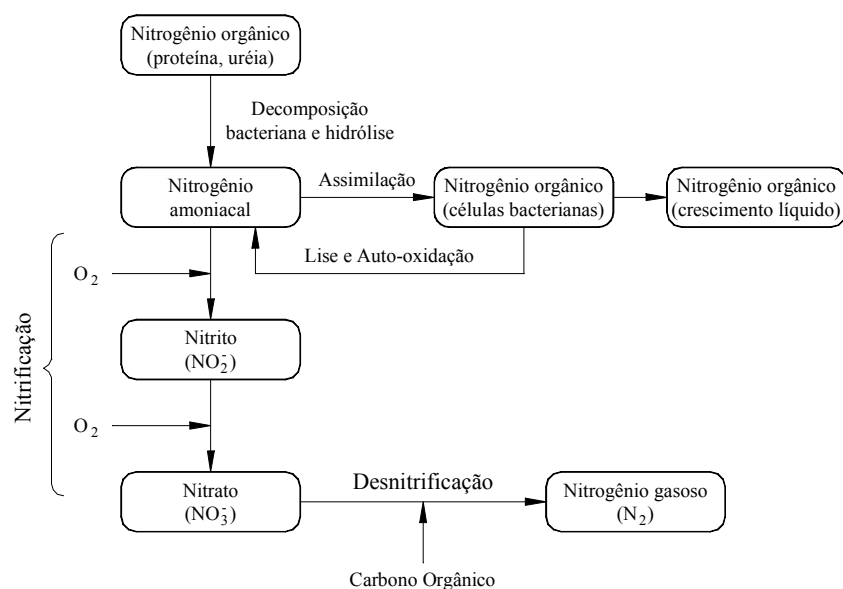
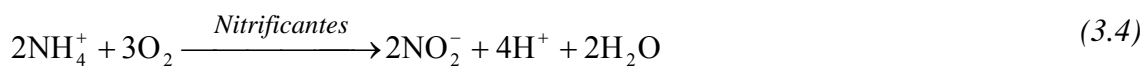


Figura 3.1: Ciclo do nitrogênio em processos de tratamento biológico
(Fonte: Metcalf & Eddy, 2002)

As etapas biológicas da nitrificação são representadas pelas Equações (3.4) e (3.5) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994):

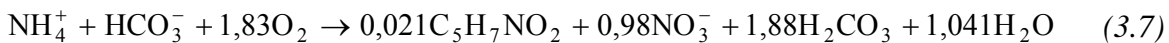


E, portanto, a reação total de oxidação do amônio, pela Equação (3.6), é:



Enquanto a oxidação do amônio a nitrito – Equação (3.4) – está relacionada principalmente à bactérias do gênero *Nitrossomas*, a conversão do nitrito à nitrato – Equação (3.5) – ocorre pela ação de bactérias do gênero *Nitrobacter* (WINOGRADSKY, 1891), dentre outras.

Metcalf & Eddy (2002) apresenta a reação simplificada deste processo, assumindo a composição geral da bactéria nitrificante com sendo $C_5H_7NO_2$:



A Equação (3.7) indica que existem três parâmetros estequiométricos associados ao processo de nitrificação: requerimento de oxigênio, produção de material celular nitrificante e consumo de alcalinidade.

A concentração mínima de oxigênio dissolvido para ocorrência da nitrificação pode variar de um sistema para outro, sendo reportados na literatura valores de 1 mg/L (METCALF & EDDY, 2002) até 2 mg/L (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

De acordo com a Equação (3.7), tem-se uma relação massa/massa entre células produzidas e amônia oxidada de 0,17:1. Essa relação mostra que o crescimento das bactérias nitrificantes é baixo quando comparado ao crescimento dos organismos heterotróficos.

O processo de nitrificação reduz a alcalinidade de águas residuárias, com consumo do íon bicarbonato (HCO_3^-) e aumento na concentração de ácido carbônico (H_2CO_3). Caso o sistema não disponha de alcalinidade suficiente para tamponar o meio, o pH será reduzido e o processo de nitrificação sofrerá inibição.

Soares (2003) apresentou valores de vários estudos, mostrando que o consumo de oxigênio e o consumo de alcalinidade são da ordem de $6,7 \pm 0,9$ mgCaCO₃/mg NH₄⁺ oxidado e $4,5 \pm 0,2$ mgO₂/mg NH₄⁺ oxidado respectivamente. A alcalinidade no processo de nitrificação pode ser expressa em termos de alcalinidade a bicarbonato, com valores na faixa entre $8,9 \pm 0,5$ mg HCO₃⁻/mg NH₄⁺ oxidado.

Pujol *et. al* (1998), estudando um biofiltro com meio suporte granular, demonstrou que altas taxas de nitrificação podem ser obtidas com tempos de detenção

hidráulica extremamente pequenos (até 10 minutos), obtendo remoções de 68%, 65% e 94% para DBO₅, SS e N-amon respectivamente.

Polanco *et. al* (2000) estudou o desenvolvimento do biofilme e as atividades específicas relacionadas à oxidação do carbono, nitrogênio amoniacal e nitrito na nitrificação de biofiltro aerado de fluxo ascendente. Inicialmente o biofiltro foi alimentado apenas com esgoto sintético contendo apenas amônia e micronutrientes para favorecer o desenvolvimento de um estável biofilme nitrificante. Para carregamentos de até 200 mg/L de DQO aplicada correspondendo a relação DQO:N-NH₄⁺ igual a 4, o reator não perdeu eficiência na nitrificação. Para carregamentos superiores a esta relação, verificou-se o aparecimento de duas diferentes zonas no biofiltro. A primeira parte localizada na entrada do BF era responsável pela remoção de MO e nitrogênio amoniacal, com taxas médias de remoção de 3,85 kgCOT/m³.dia e 0,19 kgN/m³.dia. A outra região, caracterizou-se por eficiências de remoção de 0,42 kgCOT/m³.dia e 0,96 kgN/m³.dia para MO e nitrogênio amoniacal, respectivamente. Na prática, a fronteira entre regiões de atividades dos microrganismos pode ser definida pelo conhecimento das concentrações de OD no reator. A segregação das atividades específicas dos grupos de microrganismos oxidantes de nitrogênio amoniacal, oxidantes de nitrito e heterotróficos aeróbios revelou que a distribuição destes no biofiltro é dependente da quantidade de DQO afluyente ao mesmo.

Rother *et. al* (2002) avaliou o desempenho de dois sistemas em escala piloto empregando biofiltros aerados de fluxo ascendente, com pré-desnitrificação seguida de nitrificação. O primeiro sistema consistiu em dois reatores separados, para desnitrificação e nitrificação em etapas. No segundo sistema, a zona aeróbia de nitrificação foi ajustada para a parte superior do reator, sobre a zona anóxica desnitrificante na base do biofiltro. Os biofiltros empregaram camada suporte de pedras de quartzo e meio suporte de argila expandida com granulometria de 8 mm. Os reatores foram construídos com diâmetros de 60 cm e o leito com argila teve altura de 3 metros na zona aeróbia. As taxas de aeração foram ajustadas para 10-20 Nm³/m².h, o que representou a aplicação de 5-8 mg/L de oxigênio dissolvido nas zonas de nitrificação. Os sistemas foram submetidos a diferentes águas residuárias como esgoto bruto e efluente floculado e decantado. As eficiências médias de remoção de matéria orgânica foram de 80% e 97% para DQO e DBO, respectivamente. Em relação a remoção de sólidos suspensos, as eficiências estiveram entre 80 e 90%. A nitrificação do sistema de

reatores separados, proporcionou índices de nitrificação de até 90%, para carregamentos entre 0,7-0,9 kgN-NH₄/m³.dia. No sistema combinado ocorreu uma redução significativa da nitrificação quando comparado ao outro sistema e foi em parte explicada pelas operações diárias de retrolavagem. Para o autor, o segundo sistema oferece vantagens como redução de custos de investimento e requerimentos de área para implantação em escala real. Em termos de remoção de matéria orgânica, os sistemas não apresentaram diferenças significativas de desempenho.

3.6 SISTEMA COMBINADO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO/AERÓBIO

A associação entre reatores UASB e BF é utilizada como alternativa para o tratamento de esgotos em pequenos e médios municípios, de 5.000 à 20.000 habitantes. Os BFs desenvolvidos no Brasil geram ETEs compactas, com baixos custos de implantação, operação e manutenção, que não demandam mão-de-obra qualificada e apresentam baixo consumo energético e baixa produção de lodo (BOF *et. al*, 2001).

No Brasil, as ETEs compactas contendo reator UASB seguido de BF, com enchimento granular, sem uso de decantador secundário e com remoção de lodo de biofiltro por retrolavagem estão em operação, principalmente no Espírito Santo e Minas Gerais. Em sua maioria, as ETEs foram projetadas para remoção de matéria orgânica, sem nitrificação, produzindo efluente com DBO<30 mg/L, e atendendo populações entre 5.000 e 10.000 habitantes (GONÇALVES *et. al*, 2001).

Machdar *et. al* (1997) avaliou o desempenho de sistema combinado UASB+BF para implantação em países em desenvolvimento, caracterizado pelo baixo custo de implantação, operação e manutenção simplificadas. Por seis meses foram testadas três biofiltros com fluxo descendente, com configurações de vazão e recirculação diferenciadas. Como meio suporte foram utilizados cubos de 1,5x1,5 cm de espuma. A unidade sem recirculação teve o tempo de detenção hidráulica ajustado para 1,3 horas com uma vazão afluyente de 2,1 mL/mim. O inóculo utilizado consistiu em lodo adaptado proveniente de sistemas de lodos ativados. As unidades de tratamento foram mantidas com temperatura controlada em 25 °C para simular condições médias climáticas de países tropicais em desenvolvimento. Em termos globais, a remoção de matéria orgânica atingiu eficiências de 94% e 99% para DQO e DBO, respectivamente.

A remoção de sólidos suspensos manteve-se acima de 99% para TDH de 7 horas e 1,3 horas no UASB e no BF, respectivamente. Além disso, o BF mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, com índices médios de nitrificação de 75%. As unidades com recirculação apresentaram também excelentes resultados em relação a desnitrificação. Como principais vantagens do sistema proposto, o autor relata a baixíssima produção de lodo e a ausência de sistema externo de aeração.

Bof (1999) estudou o desempenho da associação em série de um reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso em escala piloto, sob condições dinâmicas de carga e com recirculação de lodo aeróbio para o reator UASB. A associação mostrou-se eficiente na remoção de SS, DBO e DQO, com eficiências médias globais de 92%, 89% e 93%, respectivamente. O efluente final obtido na condição operacional mais rigorosa de carga, apresentou médias de 14 mg/L de SS, 15 mg/L de DBO₅ e 58 mg/L de DQO. A produção de lodo resultante da associação UASB+BF correspondeu a 0,04 kgST/kgDQO aplicada ou 0,06 kgST/kgDQO removida, ficando muito abaixo dos valores esperados. A massa de lodo aeróbia recirculada sofreu uma redução de 13% de SV. As concentrações de ST observadas no lodo do UASB (superiores a 6%), e os teores de SV de 60% (SV/ST), confirmaram o interesse pelo uso do reator também como unidade de digestão e adensamento do lodo secundário, sinalizando para uma ETE mais compacta, constituída por uma única fonte de emissão de lodo. A ausência de ovos de helmintos no efluente final da associação comprovou a sua eficiência na retenção destes organismos patogênicos.

Aisse *et. al* (2000) monitorou o desempenho do sistema piloto UASB+BF operando com esgoto sanitário à taxas hidráulicas variáveis de até 40 m³/m².dia. O BF construído em escala piloto possuía meio suporte de material plástico e volume de 1,26m³. O efluente do decantador secundário apresentou valores de 71±18 mg/L, 17±16 mg/L e 26±11 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representaram eficiências de remoção do sistema de 81%, 88% e 83% para DQO, DBO e SST, respectivamente. O autor relata que problemas operacionais relacionados à descontinuidade na alimentação de ar podem facilmente levar a falência do processo, acarretando grande perda de biomassa no efluente e sobrecarregando o decantador secundário.

Yendo (2003) avaliou a viabilidade de utilização do BF no pós-tratamento de reator UASB com efluente proveniente de indústrias de curtume. O biofiltro utilizou

esferas de isopor de 5 mm como material suporte, possuiu volume útil de 20 L e foi operado em co-corrente por 12 meses. O sistema UASB+BF apresentou eficiências médias de remoção de DBO e DQO de 78% e 72%, respectivamente, equivalendo a efluente final de 180 mg/L e 665 mg/L para estes parâmetros. O autor atesta para maior estabilidade da associação UASB+BF, sendo que quedas no desempenho de uma das unidades foram compensadas pelo desempenho da outra. Apesar dos resultados satisfatórios, o efluente final não atendeu ao padrão de lançamento vigente para DBO, DQO e SS.

Ling *et. al* (2006) estudaram o desempenho da associação de um reator anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso empregado no tratamento de esgoto doméstico. O biofiltro de 132 m³ utilizou meio suporte de argila expandida com granulometria entre 3 e 6 mm e foi operado por 230 dias em contracorrente recebendo volumes de esgoto entre 600 e 1.300 m³/dia. O efluente final era armazenado e utilizado para a retrolavagem que ocorria a cada 72 horas. A remoção das parcelas de nitrogênio foi garantida pela recirculação do efluente do BF para a entrada do reator anaeróbio. Neste trabalho, a eficiência média de remoção para DQO e DBO foi de 82% para taxas de carregamento hidráulico entre 1,5 e 2,2 m³/m².dia. Esta eficiência de remoção representou efluente final com 16 mgDQO/L e 9,4 mgDBO/L. Além disso, a avaliação da ocorrência de nitrificação revelou efluente com concentração e eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 2,3 mg/L e 78,5%, respectivamente. Na média, a eficiência de remoção de fósforo manteve-se em 30%. A taxa de aeração do sistema foi de 4,9 L/s.m² e resultou em um consumo estimado de energia para aeração de 0,06 a 0,09 kWh. Os resultados obtidos corroboram para a utilização deste sistema no tratamento de esgoto doméstico, resultando em excelente efluente final, baixo consumo de energia e pequena produção de lodo.

3.7 VIABILIDADE ECONÔMICA DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

As tendências atuais indicam que ETEs com instalações compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental (inclusive odores, ruídos e impacto visual) serão privilegiadas (GONÇALVES *et. al*, 2001). Em muitos casos serão exigidos processos

de tratamento com alta capacidade de tratamento, remoção de nutrientes, eficientes e com baixa produção de lodo.

Dentre os requisitos que devem ser observados num estudo técnico-econômico para escolha de alternativas para tratamento de esgotos, citam-se, principalmente: eficiência na remoção dos diversos poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes); problemas com a disposição do lodo gerado; custo de implantação e operação; simplicidade operacional, de manutenção e de controle; flexibilidade em relação a futuras expansões e ao aumento de eficiência; instalações fisicamente compactas; fluxograma simplificado e vida útil do empreendimento (adaptado de LETTINGA, 1995; VON SPERLING, 1995).

A avaliação econômica de um projeto é a análise dos dados referentes ao projeto em questão, e que tem por finalidade o conhecimento de sua viabilidade do ponto de vista financeiro (SCHMIDELL *et. al.*, 2001). O investimento, os custos fixos e os custos variáveis são os componentes principais que fazem parte de um estudo de viabilidade econômica.

Considerando o tratamento de esgotos, a estimativa do valor do metro cúbico de despejo tratado (R\$/m³) para unidades com determinada tecnologia pode representar um critério adequado na análise da viabilidade econômica. A grande dificuldade, no entanto, reside no pré-dimensionamento das unidades, a quantificação dos custos de investimento e operacionais.

Dentre os métodos disponíveis na avaliação de investimentos podem ser citados: período de recuperação, taxa simples de retorno, valor presente líquido e taxa interna de retorno (SCHMIDELL *et. al.*, 2001 e PAMPLONA *et. al.*, 1987). O reconhecimento da variação do valor do dinheiro no tempo é apontado como característica principal destes métodos e evidencia a necessidade de se utilizar uma taxa de juros para a análise. Numa definição simplista, a taxa mínima de atratividade pode ser encarada com a taxa de juros a partir da qual o investidor considera que irá obter ganhos financeiros em determinado empreendimento (EHRlich, 1983).

3.7.1 Método do valor presente líquido

O método do valor presente líquido (VPL) caracteriza-se essencialmente por transferir para o instante presente as variações de caixa esperada, descontada a taxa

mínima de atratividade. Consiste basicamente em transferir todos os recebimentos e desembolsos projetados para a data zero de um diagrama de fluxos de caixa, descontados a taxa de juros considerada. A Figura 3.2 ilustra esquematicamente o conceito do VPL.

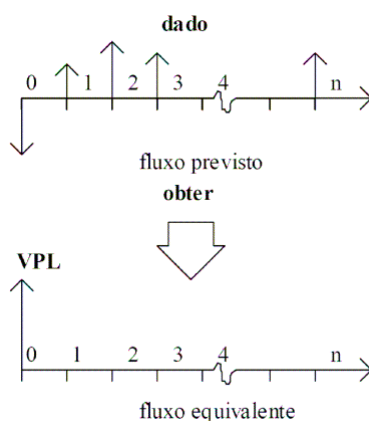


Figura 3.2: Método do valor presente líquido

(Adaptado de PAMPLONA, 1987)

Conforme relatou Branco (2005), o conceito do VPL é visualizado pela Equação (3.8):

$$VPL = \sum_{j=1}^n \frac{FC_n}{(1+i)^j} - PV_0 \quad (3.8)$$

$$FC = \text{receitas} - \text{custos} \quad (3.9)$$

VPL : valor presente líquido;

FC_n : fluxo de caixa no período n ;

i : taxa de juros ou de atratividade;

n : número de períodos;

PV_0 : valor do investimento inicial.

Do ponto de vista econômico, os critérios de aceitação do VPL são:

- i. Se $VPL > 0$, o projeto é atrativo e quanto maior o valor, mais atrativo o projeto;
- ii. Se $VPL < 0$, o projeto não é atrativo;
- iii. Se $VPL = 0$, o projeto não oferece vantagens ou desvantagens.

Uma análise realista deve considerar também a depreciação de bens e o imposto sobre o lucro tributável. A depreciação, que é um custo ou despesa operacional sem desembolso, pode ser aplicada a edificações, máquinas, veículos, equipamentos, ferramentas e móveis. A depreciação reduz a incidência do imposto sobre o lucro tributável. Do ponto de vista econômico, a depreciação não é considerada como um custo, mas como uma fonte de recursos que poderá ser utilizada a critério da administração da empresa (NEWMAN & LAVELLE, 2000). A inclusão da depreciação e do imposto no método VPL deve seguir o exposto nas Equações (3.10), (3.11) e (3.12):

$$FC_F = FC - I \quad (3.10)$$

$$I = \tau \cdot L_T \quad (3.11)$$

$$L_T = FC - D \quad (3.12)$$

FC_F : fluxo de caixa final;

I : imposto;

τ : alíquota do imposto;

L_T : lucro tributável;

D : depreciação

Conforme Pamplona *et. al* (1987), dentre os métodos para depreciação de bens, cita-se: método linear, soma de dígitos, exponencial e máquina-hora. O método linear é representado pelas Equações (3.13) e (3.14):

$$D = \frac{(C_0 - r)}{n} \quad (3.13)$$

$$t = \frac{100}{n} \quad (3.14)$$

C_0 : custo original do bem ou ativo;
 r : valor residual contábil, se houver;
 n : tempo de vida contábil ou útil
 t : cota anual de depreciação

3.7.2 Custos dos sistemas de tratamento

Para Jordão e Pessôa (2005), o custo da estação de tratamento é um dos indicativos para a escolha entre as opções de tratamento. Os custos de implantação englobam a construção, equipamentos e montagens. Por outro lado, os custos de operação e manutenção correspondem a custos com pessoal, consumo de energia, consumo de produtos químicos, manutenção, transporte e disposição final do lodo gerado. O autor apresenta exemplos com a segregação dos custos de implantação e curvas de custos de implantação para sistemas de lodos ativados, dentre outros.

Pacheco (2002) desenvolveu uma metodologia que estabelece critérios para auxiliar a escolha do tipo de pós-tratamento ao reator UASB. O desenvolvimento do modelo considera vazões de 5, 10, 25, 50 L/s em sistemas de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lodos ativados e filtro biológico. A definição da alternativa mais adequada considera a aplicação de curvas “custo x capacidade”, hierarquização das alternativas sob o enfoque econômico e avaliação de variáveis complementares. Com base no estudo de caso para uma cidade de 10.000 habitantes, o autor concluiu que o modelo permite a indicação da solução mais adequada dentre as alternativas estudadas. Além da consistência de dados experimentais e do apoio de profissional com vasta experiência em sistemas de tratamento de esgotos, o autor ressalta a constante necessidade de incorporação de novas tecnologias no modelo para sua validade com o passar do tempo.

Oliveira (2004) apresentou um modelo para tomada de decisão na escolha de sistemas para o tratamento de esgoto sanitário. O modelo contempla oito alternativas, compostas por processos anaeróbios – reator anaeróbio de manta de lodo e lagoa anaeróbia – seguidos de aeróbios – lodos ativados, lagoa facultativa, filtro biológico

percolador e lagoa aerada com lagoa de decantação. O modelo elabora o dimensionamento das unidades de tratamento e uma estimativa de custo de cada alternativa. A estimativa do custo total de cada alternativa inclui itens de implantação, operação e manutenção. Como esperado, o autor concluiu que o custo do concreto armado é expressivo em sistemas que utilizam reatores. Também reforça que a avaliação das variáveis mais significativas no custo total de cada sistema deve ser aprofundada quando a diferença entre alternativas de menor valor for inferior a 15%. Na alternativa estudada com UASB seguido por filtro biológico percolador, as variáveis mais importantes foram: a população atendida, o custo da operação, o valor do metro cúbico do concreto e a depreciação de equipamentos.

Thogersen *et. al* (2000) apresentou e discutiu resultados sobre operação lado a lado e em escala real de unidade de lodos ativados e de biofiltro aerado. A vazão nominal total da estação era de 190 L/s com esgoto proveniente de indústrias de beneficiamento de carne de peixe (50%), esgoto doméstico (25%) e efluentes industriais (25%). O biofiltro com fluxo ascendente e meio suporte de poliestireno possuía flexibilidade operacional em relação ao sistema de aeração permitindo a separação de zonas aeróbias e anóxicas. Em períodos de estiagem, a frequência da retrolavagem do BF foi diária, com uma produção de lodo de 3.000 m³/dia com retorno do lodo da lavagem para o decantador primário. De maneira geral, o desempenho do BF foi semelhante ao do sistema de lodos ativados. A nitrificação no BF mostrou-se mais estável, principalmente em situações de acentuada queda de temperatura. Em condições operacionais semelhantes, os custos operacionais das unidades de BF e lodos ativados são semelhantes. Porém, a inclusão dos custos de implantação e o retorno do capital investido na análise de viabilidade econômica favorecem o sistema com o BF.

Muga *et. al* (2007) utilizou um série de indicadores que incorporaram fatores ambientais, sociais e econômicos na investigação da sustentabilidade de diferentes tecnologias de tratamento, para estações com capacidade de até 18.900m³/dia. As tecnologias avaliadas incluíram sistemas de lodos ativados com tratamento secundário, lagoas e disposição controlada no solo. Os indicadores econômicos selecionados incluíram o capital investido, custos operacionais e depreciação para a determinação da viabilidade econômica de determinada tecnologia. Os indicadores ambientais incluíram a energia utilizada porque indiretamente corresponde a utilização de recursos naturais e a eficiência da tecnologia na remoção dos principais poluentes presentes no esgoto

doméstico. Os indicadores sociais avaliam a aceitação cultural da tecnologia pela comunidade, geração de empregos, fatores educacionais e melhoria da qualidade de vida local. Para o autor, enquanto a seleção dos indicadores é dependente de contextos geográficos e demográficos particulares de cada comunidade, o resultado global sinaliza para uma grande variabilidade no grau de sustentabilidade e viabilidade de cada tecnologia.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO GERAL

O trabalho de mestrado caracterizou-se pela avaliação do desempenho de biofiltro aerado submerso experimental preenchido com carvão antracitoso granular e por um estudo complementar da viabilidade econômica de utilização do mesmo no pós-tratamento de esgoto sanitário.

Para tanto, o trabalho foi dividido em duas etapas:

- iv. Avaliação técnica do desempenho do biofiltro aerado submerso experimental preenchido com carvão antracitoso granular empregado no pós-tratamento de esgoto sanitário, e;
- v. Estudo complementar da viabilidade econômica de utilização do biofiltro aerado submerso em escala real.

4.2 FASE EXPERIMENTAL

A fase experimental foi desenvolvida na ETE do Campus I da USP São Carlos-SP. Esta ETE recebe todo o esgoto produzido no campus universitário. Todas as fases desta etapa, desde a concepção e construção dos reatores, montagem das instalações e monitoramento dos sistemas foram realizadas de janeiro de 2006 à fevereiro de 2007. No período considerado, a estação do campus operava com as unidades de tratamento preliminar (gradeamento e caixa separadora de areia e gordura), estação elevatória de esgoto bruto, reator de leito expandido com carvão granular e um reator UASB. Os sistemas de pós-tratamento com lodos ativados, flotação por ar dissolvido e desinfecção

com radiação ultravioleta e que compõem o projeto completo da ETE, não estavam implantados. A Figura 4.1 mostra a vista geral da ETE.



Figura 4.1: Vista geral da ETE do Campus 1 da USP – São Carlos/SP

No experimento utilizou-se o efluente proveniente do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). O reator UASB, com área da base de 4m^2 e volume útil de $18,8\text{m}^3$, funcionou com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12h no período considerado. Na Tabela 4.1 estão apresentadas as principais características do reator UASB.

Tabela 4.1: Resumo das características dimensionais do reator UASB

Características	Unidade	Valor
Área da base	m^2	4,0
Altura útil	m	4,7
Volume total	m^3	20,0
Volume útil	m^3	18,8

4.2.1 Sistema Experimental

O sistema experimental foi montado nas imediações da ETE. Na Figura 4.2 apresenta-se o fluxograma simplificado do sistema implantado. Uma parcela do efluente

do reator UASB foi desviada até um reservatório intermediário. A partir do tanque pulmão ou reservatório intermediário, o esgoto proveniente do reator UASB foi encaminhado até as unidades de pós-tratamento.

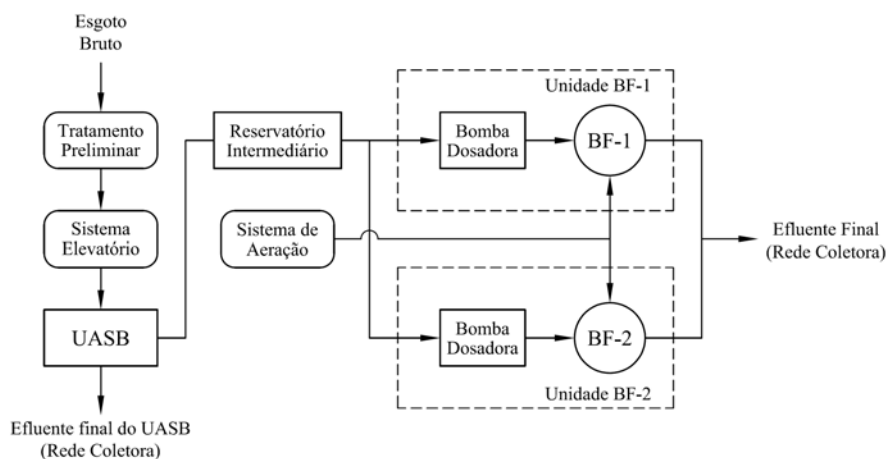


Figura 4.2: Fluxograma simplificado do sistema experimental

A Figura 4.3 mostra a fotografia do reservatório intermediário, constituído por dois tambores plásticos de 100 litros cada, que interligados totalizaram 200 litros. O reservatório intermediário foi instalado ao ar livre e, portanto, sujeito às intempéries climáticas. As constantes interrupções no funcionamento da ETE e a sazonalidades na vazão de esgoto do campus foram preponderantes para a utilização do reservatório intermediário.



Figura 4.3: Fotografia do reservatório intermediário

4.2.2 Unidades de pós-tratamento com biofiltros

Foram implantadas duas unidades, compostas basicamente por bomba dosadora, biofiltro, sistema de aeração e acessórios, conforme o esquema representado na Figura 4.4.

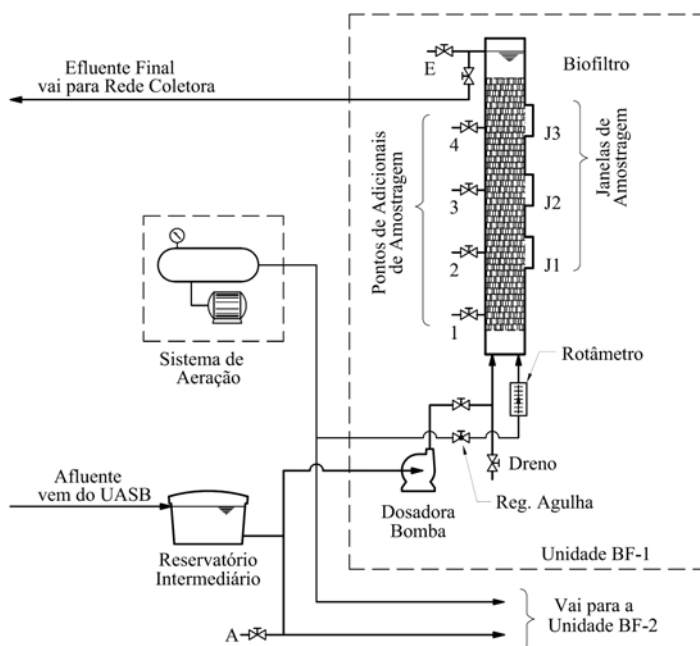


Figura 4.4: Esquema das unidades de pós-tratamento

A Tabela 4.2 resume as características dos equipamentos empregados na montagem de cada unidade. As unidades de pós-tratamento foram montadas numa sala adaptada para proteção das intempéries climáticas.

Tabela 4.2: Características dos equipamentos empregados na montagem das unidades

Equipamento	Marca, modelo e características
Reservatório intermediário	Tambor plástico, volume total de 200L (2x100L)
Sistema comum de aeração	Compressor marca Schulz, modelo CSA 7,8/25 Twister - 1,5hp, reservatório 25L, tensão 127/220V
Bomba Dosadora do BF1	Bomba diafragma marca Aqua, modelo HC300-mA, tensão 220V
Bomba Dosadora do BF2	Bomba dosadora marca Guarujá, modelo FM-50-116-12, tensão 220V
Inversor de Frequência (para Bomba Dosadora do BF2)	Marca WEG, modelo CFW-07, tensão 220V

Na Figura 4.5 está apresentada a fotografia da sala de abrigo dos BFs. A sala de abrigo dispôs de aparelho de ar condicionado instalado na parede. O aparelho de ar condicionado funcionou praticamente durante todo o período experimental, sendo que o seu termostato foi ajustado para o valor mínimo, contribuindo parcialmente para o controle da temperatura no abrigo.



Figura 4.5: Sala de abrigo das unidades experimentais

4.2.3 Sistema de aeração

Por simplicidade operacional, o sistema de aeração composto por um compressor da marca Schulz, modelo CSA 7,8/25, foi único e compartilhado entre os dois biofiltros. Para a produção de bolhas de pequeno diâmetro, acoplou-se uma pedra porosa de aquário na base dos biofiltros. A vazão total de aeração do compressor foi regulada para 2 L/mim, com pressão de 1 bar, sendo esta dividida entre os dois biofiltros.

4.2.4 Meio suporte

Como meio suporte utilizou-se carvão granular antracitoso. Utilizou-se o carvão CATA 632 da Indústria Carbonífera Rio Deserto Ltda., com massa específica de 1,68g/cm³, tamanho efetivo (TE) de 1 mm e porosidade de 38,75%. A Tabela 4.3 resume as principais características do carvão utilizado. No ANEXO A encontra-se a cópia do certificado de qualidade emitido pelo laboratório da empresa.

Tabela 4.3: Características do carvão granular antracitoso - meio suporte

Características	Símbolo	Unidade	Valor
Tamanho efetivo	TE	mm	1,00
Coeficiente de uniformidade	CU	-	1,43
Porosidade	η	%	38,75
Massa específica	ρ	g/cm ³	1,68
Massa específica aparente	ρ'	g/cm ³	0,96

4.2.5 Os biofiltros

Na elaboração do plano de pesquisa, optou-se pelo desenvolvimento de dois BFs experimentais idênticos. Decidiu-se que os mesmos teriam janelas de amostragem para coleta de frações do meio suporte para análises da produção e acúmulo de biomassa. Desta forma, a alternativa encontrada foi utilizar conexões “tê” de PVC de 200x100 mm da linha Vinilfort[®] da Tigre, adaptados com flanges artesanais de PVC de 10 mm de espessura. A Figura 4.6 mostra a fotografia da conexão “tê” flangeada e com a janela de amostragem na etapa de montagem do BF.



Figura 4.6: Fotografia da conexão “tê” flangeada com a janela de amostragem

Com o objetivo de melhorar a distribuição do ar no interior do biofiltro, o módulo da base foi inicialmente preenchido com uma camada de 12 cm de esferas de vidro (bolas de gude). Conforme comentado, no flange cego da base, acoplou-se uma pedra porosa à mangueira de entrada de ar para produção de bolhas de pequeno diâmetro. Tomou-se também o cuidado de instalar uma proteção plástica, evitando que a

pedra porosa permanecesse em contato com as esferas de vidro, conforme mostrado na Figura 4.7. Os módulos flangeados foram montados sobre uma base metálica. Utilizou-se ainda barras roscadas com diâmetro de ¼ de polegada como tirantes entre as flanges, para reforçar os módulos.

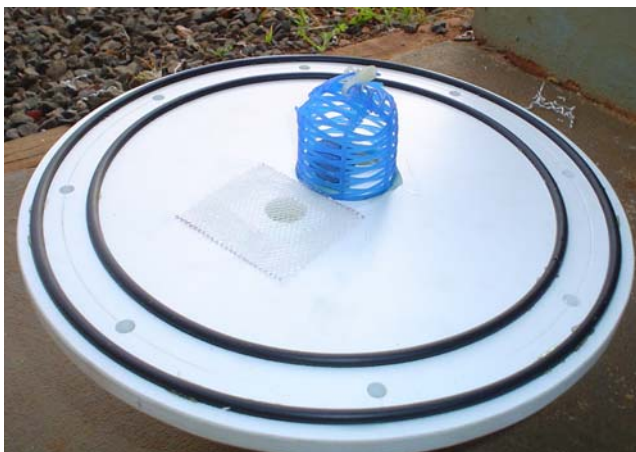


Figura 4.7: Fotografia do flange da base

Os biofiltros construídos em PVC com módulos flangeados ficaram com as seguintes características: diâmetro interno de 20 cm, volume total de 53,1 L, volume ocupado pelo leito de carvão de 26,6 L, volume líquido de armazenamento de 19,9 L até o topo do leito de carvão. A Tabela 4.4 apresenta a característica dimensionais dos compartimentos do BF e na Tabela 4.5 estão resumidas as principais características dos BFs.

Tabela 4.4: Características dimensionais dos compartimentos do BF

Características	Unidade	Compartimentos			
		Base com esferas de vidro	Leito com carvão	Topo com líquido	Total
Altura	cm	12,0	138,2	18,8	169,0
Volume	L	3,77	43,42	5,91	53,10
Porosidade	%	55,00	38,75	-	-
Volume líquido	L	3,07	16,82	5,91	25,80

Como o compartimento com líquido no topo do reator não possui meio suporte,

e, portanto, biomassa immobilizada, desconsiderou-se este volume para o cálculo do volume útil do BF. Desta maneira, o volume útil do BF ou volume reacional considerado é a soma dos compartimentos com meio suporte (esferas de vidro e carvão), que resultam em 47,2 L.

Tabela 4.5: Resumo das características dimensionais dos BFs

Características	Unidade	Valor
Diamêtro interno	cm	20,0
Área da base	cm ²	314,1
Altura útil	cm	169,0
Volume total	L	53,1
Volume líquido	L	25,8
Volume útil	L	47,2

Estão apresentados na Figura 4.8 e na Figura 4.9 o desenho esquemático do BF e a fotografia dos equipamentos montados na sala de abrigo, respectivamente.

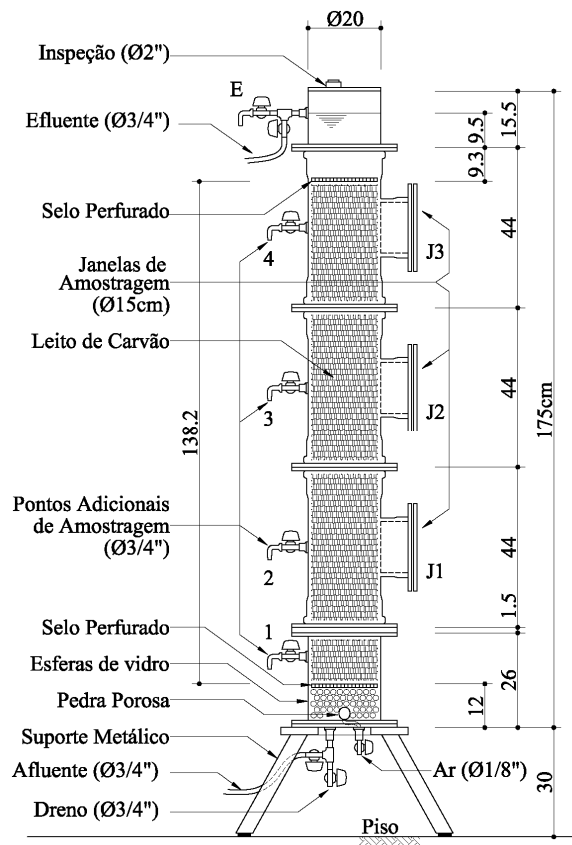


Figura 4.8: Desenho esquemático do biofiltro

O desenho da Figura 4.8 mostra as principais dimensões do BF, as posições dos pontos de coleta e das janelas de amostragem, os pontos de entrada e saída de efluentes, dentre outros detalhes. Na Figura 4.9 pode-se observar as barras de reforço interligando os módulos flangeados dos BFs.



Figura 4.9: Fotografia dos biofiltros montados na sala de abrigo

4.3 AMOSTRAGEM E CONVENÇÕES

Os principais pontos de coleta necessários às análises foram identificados conforme descrito na Tabela 4.6. O esgoto bruto após o tratamento preliminar, foi coletado no vertedor de entrada do reator UASB, aqui chamado de afluente ao reator UASB (B). O efluente do reator UASB foi coletado na saída do reservatório intermediário no intuito de reduzir o efeito do tempo de detenção no mesmo. Portanto, este efluente é aqui denominado como afluente aos biofiltros (A). Os efluentes finais dos biofiltros BF1 e BF2 foram coletados a partir da mangueira de descarte, no topo dos mesmos, e estão identificados como E1 e E2 respectivamente.

Tabela 4.6: Identificação dos pontos principais de coleta

Ponto	Identificação	Localização
B	Afluente ao UASB ou esgoto bruto após o tratamento preliminar	no vertedor de entrada do UASB
A	Afluente comum aos biofiltros ou efluente do UASB	na saída do reservatório intermediário
E1, E2	Efluente final dos biofiltros BF1 e BF2	na saída das unidades, à 169cm da base

Além dos pontos principais, foram realizadas coletas através de outros pontos e janelas, ao longo do comprimento dos biofiltros. Nas Tabela 4.7 e Tabela 4.8 abaixo estão identificados os pontos adicionais e as janelas de amostragem.

Tabela 4.7: Identificação dos pontos adicionais

Ponto	Identificação	Localização
E1-4, E2-4	Ponto intermediário de coleta nos biofiltros BF1 e BF2	à 137,5cm da base dos biofiltros
E1-3, E2-3	Ponto intermediário de coleta nos biofiltros BF1 e BF2	à 93,5cm da base dos biofiltros
E1-2, E2-2	Ponto intermediário de coleta nos biofiltros BF1 e BF2	à 49,5cm da base dos biofiltros
E1-1, E2-1	Ponto intermediário de coleta nos biofiltros BF1 e BF2	à 19,5cm da base dos biofiltros

Tabela 4.8: Identificação das janelas de amostragem

Janela	Identificação	Localização
1-J3, 2-J3	Janela de amostragem nos biofiltros BF1 e BF2	à 137,5cm da base dos biofiltros
1-J2, 2-J2	Janela de amostragem nos biofiltros BF1 e BF2	à 93,5cm da base dos biofiltros
1-J1, 2-J1	Janela de amostragem nos biofiltros BF1 e BF2	à 49,5cm da base dos biofiltros

4.4 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

O comportamento operacional dos reatores foi realizado através de medidas físicas e análises físico-químicas dos principais parâmetros operacionais. As análises concentraram-se no LATAR-Laboratório de Tratamento Avançado de Águas e no

Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP.

O monitoramento dos sistemas baseou-se principalmente na análise das seguintes variáveis: vazão efluente, temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fosfato total (PO₄³⁻), demanda química de oxigênio bruta e filtrada (DQO_b, DQO_f), demanda bioquímica de oxigênio (BDO₅), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV). As análises foram determinadas segundo as metodologias descritas na 21ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Os métodos empregados na realização das análises e a frequência de cada uma delas podem ser verificadas na Tabela 4.9.

Tabela 4.9: Parâmetros de monitoramento

Variável	Unidade	Método ou instrumento	Método N°.	Referência	Frequência		
					B	A	E1, E2
Temperatura	°C	Termômetro / Termopar	-	-	S	S	S
OD	mg/L	Potenciométrico	-	-	S	S	S
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico	-	Ripley, 1986 ^(a)	S	S	S
pH	-	Potenciométrico	4500_H ⁺	APHA, 2005	2S	2S	2S
N-amoniacal	mg N/L	Titulométrico	4500_NH ₃ _C	APHA, 2005	-	Q	Q
NTK	mg N/L	Titulométrico	4500_N _{ORG} _B	APHA, 2005	-	Q	Q
Nitrito	mg N/L	Espectrofotométrico	4500_NO ₂ ⁻ _B	APHA, 2005	-	Q	Q
Nitrato	mg N/L	Espectrofotométrico	4500_NO ₃ ⁻ _B	APHA, 2005	-	Q	Q
Fosfato total	mg PO ₄ ³⁻ /L	Espectrofotométrico	4500_P_E	APHA, 2005	-	M	M
DQO bruta	mg/L	Espectrofotométrico	5220_D	APHA, 2005	S	2S	2S
DQO filtrada	mg/L	Espectrofotométrico	5220_D	APHA, 2005	S	2S	2S
BDO ₅	mg/L	Potenciométrico	4500_O_G	APHA, 2005	M	M	M
Sólidos Totais	mg/L	Gravimétrico	2540_E	APHA, 2005	S	S	S
Sólidos Suspensos	mg/L	Gravimétrico	2540_G	APHA, 2005	S	S	S

S: semanal; 2S: duas vezes por semana; Q: quinzenal; M: mensal; B, A, E1, E2: pontos de coleta de amostra

^(a) Dilallo & Albertson (1961) e modificado por Ripley *et. al* (1986)

A temperatura e a concentração OD foram determinadas com uma sonda YSI, modelo 95/10 FT. Para leitura do pH utilizou-se pHmêtro digital da marca Corning, modelo 430. Nas análises de alcalinidade, determinava-se o volume de solução ácida para baixar o pH até 5,5 e 4,3 para alcalinidade parcial e alcalinidade total,

respectivamente.

As determinações de NTK e N-amon foram realizadas através de destilação e análise titulométrica, sendo que para o NTK as amostras foram previamente digeridas em meio ácido. Em relação à concentração de nitrogênio na forma de nitrito e de nitrato, as amostras foram pré-filtradas em membranas de celulose com diâmetro médio dos poros igual a 0,45 μm . Nestas análises, empregaram-se o método espectrofotométrico, com leitura nos comprimentos de onda de 543 nm para nitrito e 220 nm e 245 nm para o nitrato.

As análises de DQO foram realizadas com o emprego do método colorimétrico com digestão por refluxo em bloco digestor. Na leitura dos valores utilizou-se o espectrofotômetro da HACH, modelo DR-4000-U, com comprimento de onda de 620 nm, devidamente calibrado. No caso dos valores de DQO filtrada, utilizaram-se os filtrados em membrana de fibra de vidro, com poros de 1,2 μm .

As leituras de DBO foram feitas com a utilização de oxímetro da marca Digimed, modelo DM4.

Na determinação dos sólidos totais empregou-se o método gravimétrico, com recipientes de porcelana para secagem das amostras. As análises de sólidos suspensos também seguiram o método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro com diâmetro médio de poros de 1,2 μm .

4.4.1 Etapas de avaliação do desempenho

Em relação à investigação do desempenho dos biofiltros empregados no pós-tratamento, as análises foram divididas em quatro etapas:

- i. Desempenho global dos sistemas;
- ii. Remoção de matéria orgânica num perfil temporal de 24 horas;
- iii. Remoção de matéria orgânica ao longo da altura dos BFs;
- iv. Produção de lodo no meio suporte.

O desempenho global dos sistemas foi baseado nos dados obtidos durante todo o período operacional dos reatores, ou seja, 190 dias de monitoramento.

Nos dias 27, 28 e 29 de setembro de 2006 (50º, 51º e 52º dia) foi realizado um perfil de amostragem temporal, em vistas a avaliar o comportamento das unidades em relação à remoção de matéria orgânica. A coleta de amostras iniciou-se no dia 27 de setembro e teve duração de 42 horas. Como ocorrem variações diárias na produção de esgoto no campus, optou-se por realizar este ensaio no meio da semana, com início às 18 horas da quarta-feira e término às 12 horas da sexta-feira.

No período entre 05 de outubro de 2006 (58º dia) e 26 de janeiro de 2007 (171º dia) o monitoramento em relação à remoção de matéria orgânica englobou a coleta e análise dos pontos intermediários dos BFs.

A investigação da biomassa produzida e acumulada no meio suporte dos biofiltros que inicialmente estava programada para ocorrer por três vezes ao longo do período experimental, devido a problemas diversos, foi realizada apenas entre os dias 16 e 18 de fevereiro de 2007 (192º ao 194º dia). Conforme será apresentado no próximo capítulo, esta investigação correspondeu a uma análise parcial. O procedimento para determinação da quantidade de biomassa no leito de carvão granular seguiu a metodologia descrita no trabalho de Cheng e Chen (1994) e Chen e Chen (2000) e está resumidamente ilustrada no diagrama da Figura 4.10. O procedimento consiste basicamente em secar a amostra por 24 horas em estufa (acima de 100 °C) e pesar (P1); dissolver a amostra em NaOH concentração 4 mol/L, em ebulição (fervente) por 2 horas; lavar a amostra com água desionizada por mais de cinco vezes; secar novamente em estufa por 24 horas e pesar novamente (P2). A relação entre a diferença dos pesos dividido pelo peso obtido após a segunda secagem fornecerá a biomassa unitária em gSSV/gCAG.

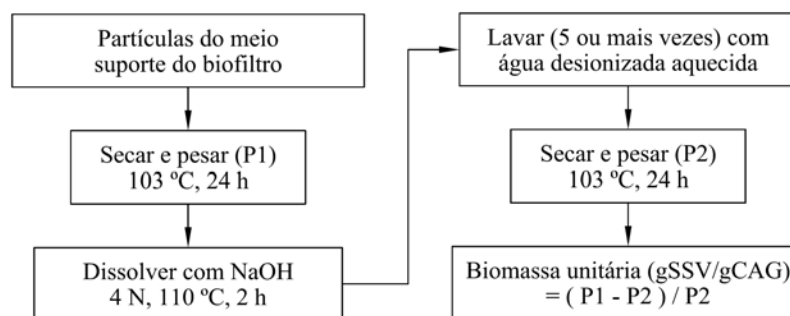


Figura 4.10: Procedimento para determinação de biomassa no meio suporte
(adaptado do Chen e Chen 2000)

Na mesma ocasião optou-se por realizar um experimento alternativo com a secagem das amostras em estufa por 24 horas e calcinação em mufla por 2 horas, o que equivale ao procedimento para a determinação de sólidos totais e sólidos totais fixos. Também foram utilizadas duas amostras de referência com carvão no estado natural de aquisição (amostra em branco). A estimativa da biomassa aderida ao meio suporte pelo procedimento alternativo foi feito pela Equação (4.1).

$$Y = \left[\left(\frac{ST - STF}{STF} \right)_{\text{AMOSTRA}} - \left(\frac{ST - STF}{STF} \right)_{\text{BRANCO}} \right] \quad (4.1)$$

4.5 INÓCULO

Para a partida dos BFs, utilizou-se lodo proveniente do sistema de lodos ativados da fábrica de motores da Volkswagen de São Carlos/SP, com concentração de sólidos totais (ST) de 30 g/L. O volume inicial de 10 L de lodo foi adaptado por um período de 48 h. O volume inicial foi misturado ao efluente do reator UASB, na proporção 1:4. Durante todo o período manteve-se o lodo sob aeração constante. A cada 6 horas realizava-se o seguinte procedimento: interrupção da aeração, 20 minutos aproximadamente de repouso para sedimentação da biomassa, retirada do volume decantado, preenchimento com novo efluente do reator UASB e acionamento da aeração. A partida dos sistemas ocorreu no dia 08/08/2006 com a introdução do lodo adaptado e diluído adicionado ao efluente do reator UASB. Na partida dos sistemas, os BFs foram operados em batelada por uma semana. A cada 8 horas foram realizadas as operações de descarga e carga nos mesmos, com descarga de fundo e enchimento na seqüência com o efluente do reator UASB pelo topo.

4.6 OPERAÇÃO E CONTROLE

A partir do dia 15/08/2006 os biofiltros foram continuamente alimentados através das bombas dosadoras em co-corrente. Neste período, o reator UASB funcionou com TDH de 12h. Os biofiltros iniciaram com TDH de 12 horas e sistematicamente os

tempos de detenção foram reduzidos até os valores de projeto. No período entre 25/08/2006 e 22/02/2007, os biofiltros operaram com tempos fixos de detenção hidráulica, totalizando cerca de 190 dias de operação. Os TDHs foram fixados em 5h e 7,5h para o BF1 e para o BF2 respectivamente, considerando o volume útil de 47,2 L. A Tabela 4.10 resume as características operacionais das unidades, e os cálculos podem ser verificados no ANEXO B.

Tabela 4.10: Características operacionais do reator UASB e dos biofiltros

Variável	Símbolo	Unidade	Valor		
			UASB	BF1	BF2
Vazão	Q	L/h	1567	9,52	6,25
Tempo detenção hidráulica	θ	h	12	5,0	7,5
Taxa de aplicação superficial	q_s	$m^3/m^2 \cdot dia$	9,40	7,27	4,77

4.6.1 Fonte alcalinizante

Durante o período de funcionamento do sistema, introduziu-se fonte externa de alcalinidade – cal hidratada – $Ca(OH)_2$. Uma vez por semana, adicionava-se 200 g de $Ca(OH)_2$ em 200 L (reservatório intermediário). Tomou-se sempre o cuidado de homogeneizar a mistura de cal com o afluente no intuito de evitar incrustações e sedimentação no reservatório. A partir de então, aguardava-se o bombeamento da totalidade do volume do reservatório intermediário para novo enchimento do mesmo com o efluente do reator UASB.

4.7 ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA

O estudo de viabilidade econômico foi desenvolvido de maneira a circunstanciar a utilização de sistemas com o biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular frente ao problema do impacto dos custos de pós-tratamento de esgoto.

Neste estudo, optou-se por utilizar o método do valor presente líquido (VPL), pela simplicidade e facilidade de compreensão.

De maneira geral, o estudo consistiu em pré-dimensionar unidades de pós-tratamento com BFs para 25.000, 50.000, 100.000 e 200.000 habitantes; estimar os

custos de implantação, custos operacionais e para um horizonte de projeto de 20 anos e com taxa de juros pré-determinada de 11% ao ano, avaliar qual o valor mínimo da receita para o pós-tratamento do metro cúbico de esgoto.

Cabe ressaltar que, em algumas situações, a complexidade envolvida exigiu a adoção de parâmetros. O estudo partiu da prerrogativa da pré-existência de ETEs com sistema anaeróbio implantado nas quais se deseja instalar um sistema de pós-tratamento com biofiltro. Desta maneira, não foram considerados neste estudo a questão da produção e custo do tratamento de lodo gerado no pós-tratamento e as instalações de controle e qualidade do processo (laboratório).

4.7.1 Pré-dimensionamento dos biofiltros

O pré-dimensionamento dos biofiltros baseou-se em dados da literatura e seguiu o exemplo do Capítulo 4 de Chernicharo (2001) com adaptações. Para a composição de unidades de pós-tratamento das populações definidas anteriormente, optou-se por pré-dimensionar um módulo padrão para 25.000 habitantes. Conforme será visto adiante, as estruturas do módulo padrão foram discretizadas para a composição das unidades das outras populações.

A Tabela 4.11 apresenta os dados utilizados no pré-dimensionamento dos biofiltros. Os valores de desempenho relacionados à remoção de DQO, DBO e N-NH₃ são otimistas, e consideram que a performance dos biofiltros já estejam otimizadas.

Tabela 4.11: Dados de referência para o pré-dimensionamento dos sistemas de pós-tratamento com BFs

Parâmetros	Unidade	Valor	Referência
Vazão média de contribuição	L/hab.dia	150	Jordão e Pessoa, 2005
DQO afluente	mg/L	100	Passig, 2005
DBO afluente	mg/L	75	adotado
N-NH ₃ afluente	mg/L	30	adotado
COV aplicada	kgDQO/m ³ .dia	1,2	adotado
Altura do leito de carvão	m	3	adotado
Consumo de alcalinidade	mgCaCO ₃ /mgN-NH ₃ consumido	3,5	adotado
Taxa de aeração	Nm ³ ar/kgDBO aplicada	75	adotado
Produção de lodo	kgSS/kgDBO aplicada	0,75	Chernicharo, 2001
Relação SSV/SST	-	0,75	Chernicharo, 2001
Eficiência de remoção DQO	%	>60	adotado
Eficiência de remoção DBO	%	>70	adotado
Eficiência de remoção N-NH ₃	%	>87	adotado

O pré-dimensionamento da unidade de pós-tratamento considerou dados da literatura e os resultados obtidos com os biofiltros experimentais preenchidos com carvão granular. A eficiência da unidade deve resultar em efluente com DBO, DQO e SS de 20 mg/L, 45 mg/L e 30 mg/L, respectivamente.

O biofiltro – módulo padrão – para 25.000 habitantes é composto por duas câmaras de 6x10 m² cada. Cada câmara possui fundo falso para distribuição de esgoto, viguetas de concreto para distribuição de ar e de esgoto bruto, leito filtrante e calhas de coleta. Foram previstas vigas intermediárias para apoio das viguetas e calhas. A tubulação para distribuição do ar foi pré-dimensionada sob as viguetas de concreto, no fundo falso. A alimentação das câmaras ocorre pelo canal comum de esgoto bruto. O esgoto bruto, vertido do canal para a cortina de distribuição, é distribuído no fundo falso, resultando no biofiltro com fluxo ascendente de esgoto e ar (co-corrente). Para cada câmara, foi previsto canal para coleta do efluente proveniente das calhas de coleta.

Neste trabalho, a retrolavagem do biofiltro ocorre pela ação da gravidade, com a inversão do fluxo de efluente em uma das câmaras do módulo padrão (contracorrente) e expansão de 30% do leito filtrante pelo incremento na vazão de aeração. Através de manobras de comportas e válvulas, uma das câmaras deve ser isolada, e a vazão afluente encaminhada até câmara adjacente. A vazão de retrolavagem será, portanto, o dobro da vazão em cada módulo nas condições normais de funcionamento do sistema. Porém, cabe destacar que as condições hidráulicas das unidades, como perdas de carga, velocidades críticas e outros, não foram analiticamente resolvidos. Numa situação real de detalhamento das estruturas hidráulicas, devem-se calcular as perdas de cargas e demais condicionantes nos dispositivos e com isso estabelecer as dimensões das mesmas.

As estruturas do módulo padrão foram discretizadas para os seguintes grupos: escavação, fundação, laje de fundo, parede lateral, parede frontal, vigueta de concreto, canaleta de coleta de efluente, viga de fundo, viga superior, canal de esgoto bruto, parede da cortina de distribuição, canal de efluentes, escada de concreto e leito filtrante. Os quantitativos das estruturas discretizadas do módulo padrão foram agrupados caso a caso para cada população de estudo. A composição de módulos para as populações de estudo implicou na redução de quantitativos devido ao surgimento de elementos estruturais e acessórios comuns. Considerou-se a redução dos quantitativos para estruturas adjacentes, projetando uma situação mais próxima à realidade. Questões

hidráulicas, como perdas de carga e distribuição de vazões podem introduzir alterações nos quantitativos numa situação real de detalhamento das estruturas. O sistema de aeração e o sistema para adição de alcalinidade foram pré-dimensionados para cada população.

O ANEXO F apresenta o desenho de uma câmara do módulo padrão e o ANEXO G mostra o leiaute das unidades de pós-tratamento para as populações de estudo. Os desenhos são esquemáticos para fins de pré-dimensionamento.

4.7.2 Custos unitários

Os custos unitários de implantação e operacionais (materiais, equipamentos e mão-de-obra) foram baseados na revista Construção Mercado, nº. 74, ano 60, setembro de 2007, com preços base para o Estado do Paraná e na Tabela de Custos da Sanepar – Cia. de Saneamento do Paraná, base julho de 2007, disponível no período. O custo de equipamentos específicos não contemplados nestas publicações foi estimado através de cotação com fabricantes. Os custos de materiais e mão-de-obra não incluem a bonificação por despesas indiretas (BDI). No ANEXO H são mostrados os custos unitários utilizados neste trabalho.

4.7.3 Custos de implantação

Os custos de implantação foram agrupados em: projetos, terreno, unidade de pós-tratamento, sistema de aeração e sistema para preparação de solução alcalinizante.

Projetos

Os projetos foram estimados considerando o porte das instalações e os valores praticados no estado do Paraná na contratação de projetos de engenharia. Os valores referem-se a projetos com nível de detalhamento entre projetos básicos e projetos executivos.

Terreno

Para a estimativa da área a desapropriar foram consideradas as áreas ocupadas

pelos módulos, a edificação do sistema de aeração e a edificação do sistema de adição de alcalinidade. As edificações foram afastadas 7 metros dos módulos de tratamento e os demais afastamentos considerados foram de 5 metros. A área do terreno considerada é o retângulo mínimo que contém estes elementos.

Conforme já estabelecido, o objetivo deste estudo é avaliação do incremento do custo do pós-tratamento com biofiltro no valor do metro cúbico do esgoto tratado supondo a pré-existência de uma ETE. A existência da ETE pressupõe a disponibilidade de área para implantação do sistema de pós-tratamento. Mesmo assim, optou-se por manter o custo do terreno, o que permite uma melhor avaliação da área necessária e do impacto no custo de implantação.

Não foram considerados custos envolvendo a pavimentação de ruas internas de serviço, de acessos auxiliares e de calçadas.

Unidade de pós-tratamento

Os custos das unidades de pós-tratamento foram agrupados em: serviços, estruturas de concreto (concreto, aço e fôrmas), impermeabilização, pintura, tubulação e acessórios, equipamentos, edificações, segurança e leito filtrante.

Os serviços englobam os custos de locação, roçada e limpeza do terreno, escavações, movimentação de terra e arrasamento de estacas.

Os custos das estruturas de concreto englobam o custo do concreto, do aço e das fôrmas. A quantidade de aço das estruturas foi adotada como 100 kg de aço por metro cúbico de concreto (100 kg/m³). Em relação às fôrmas, adotou-se 12 metros quadrados de fôrma por metro cúbico de concreto (12m²/m³), com estudo caso a caso a reutilização das mesmas. De maneira geral a reutilização seguiu a seguinte regra: integral para duas utilizações, incremento de 30% para a terceira utilização e de 50% para a quarta utilização.

Previu-se impermeabilização das superfícies das estruturas de concreto que mantêm contato direto com efluentes e daquelas em contato com o solo. Para as demais superfícies de concreto foram previstas apenas revestimento com pintura convencional.

A estimativa de custo das tubulações e acessórios inclui as tubulações para interligações entre módulos, de descarga e retrolavagem; válvulas e comportas para as

situações normais de operação, retrolavagem e isolamento de módulos. Não foram previstas tubulações e acessórios para interligação entre o tratamento anaeróbio, supostamente existente. Os custos de equipamentos incluem conjuntos sopradores de ar, bombas dosadoras e sistema de agitação para a solução alcalinizante.

Nos custos das edificações incluíram-se o custo total, desde a fundação até a cobertura e acabamento do galpão para os conjuntos sopradores e do galpão para os tanques de preparação da solução alcalinizante e armazenagem da cal. Reforça-se que não foi previsto custo para implantação de laboratório e outras edificações de apoio.

O custo do item segurança engloba a instalação de guarda-corpos e passarelas com grelhas plásticas. Nas áreas dos canais consideradas como passarela, previu-se a instalação de guarda-corpos. As escadas de acesso aos reatores possuem corrimão e guarda-corpo em um lado apenas.

O custo de leito filtrante engloba o carvão granular antracitoso e camada base de pedra britada sobre as viguetas de concreto.

Devido à complexidade envolvida não foi realizado o dimensionamento das instalações elétricas. Para os custos das instalações elétricas adotou-se o percentual de 15% sobre o custo de construção da unidade de pós-tratamento.

Sistema de aeração

A demanda de aeração segue o estabelecido na Tabela 4.11. Foi prevista a utilização de sopradores tipo “roots”, com variador de frequência e acessórios, com capacidade para 20 Nm³ de ar/mim, com motor elétrico de 30 cv. A quantidade de equipamentos utilizada na composição de custos está apresentada na Tabela 4.12.

Tabela 4.12: Quantidade de conjuntos sopradores em função do porte da unidade de pós-tratamento

Porte da unidade de pós-tratamento (hab)	Quantidade de conjuntos sopradores	
	em uso	reserva
25.000	2	-
50.000	4	1
100.000	8	1
200.000	16	2

Conforme já descrito, previu-se galpão de abrigo para os conjuntos sopradores e os custos foram incluídos no item edificações. Para unidade com porte de 25.000 habitantes optou-se por não prever conjuntos sopradores reservas, uma vez que equipamentos com essa potência são itens de fácil reposição. Por outro lado, numa situação de real de dimensionamento, a quantidade de conjuntos sopradores para unidades de porte de 100.000 e 200.000 habitantes poderia ser reduzida com a instalação de equipamentos de maior potência.

Sistema para preparação e dosagem de alcalinizante

Assim como no sistema de aeração, previu-se galpão para proteção dos tanques de preparação da solução alcalinizante e para estocagem da cal, sendo que os custos do galpão estão incluídos no item edificações. O sistema de preparo de alcalinizante é composto por tanques de concreto com agitadores estáticos e bombas dosadoras.

Para o sistemas com porte para até 50.000 habitantes, convencionou-se empregar moto-agitadores de 3 cv e bombas dosadoras de 4 L/mim. Acima deste porte, optou-se por prever moto-agitadores de 5 cv e bombas dosadoras de 8 L/mim. Em relação aos tanques de preparação de solução alcalinizante, foram pré-dimensionados tanques de 1,5 m³ e 2,5 m³, para as unidades que atendem 25.000 e 50.000 habitantes respectivamente. Para as demais unidades, considerou-se tanque de 4,8 m³. A Tabela 4.13 apresenta o resumo da característica do sistema para preparação e dosagem de solução alcalinizante. Neste sistema, não foi prevista aquisição de moto-agitadores ou de bombas dosadoras sobressalentes.

Tabela 4.13: Características do sistema de preparação e dosagem de solução alcalinizante em função do porte das unidades de pós-tratamento

Porte da unidade de pós-tratamento (hab)	Tanques (quant. x volume)	Moto-agitadores (quant. x potência)
25.000	2 x 1,5 m ³	2 x 3 cv
50.000	2 x 2,5 m ³	2 x 3 cv
100.000	2 x 4,8 m ³	2 x 5 cv
200.000	4 x 4,8 m ³	4 x 5 cv

Custos adicionais não previstos

Para compensar equipamentos e instalações não previstas, adotou-se o percentual de 5% sobre o valor total da unidade de tratamento.

4.7.4 Custos fixos (operacionais)

Em relação aos custos fixos, foram previstos os gastos com operadores, consumo de cal para preparação de solução alcalinizante, consumo de energia, manutenção e reposição do leito filtrante. Para a composição dos custos operacionais, preveu-se o funcionamento da unidade de pós-tratamento durante 24 horas, sete dias por semana. A base para o cálculo dos montantes envolvendo os custos fixos é anual.

Funcionários

Adotou-se o funcionamento em três turnos de 8 horas com turno diurno, vespertino e noturno. A Tabela 4.14 apresenta o número de funcionários adotado para cada porte de sistema. Para as unidades de 25.000 e 50.000 habitantes a previsão é de um operador para cada turno. Para a unidade de 100.000 habitantes adicionou-se um funcionário no turno diurno. Em relação à unidade de 200.000 habitantes, são dois funcionários nos turnos vespertino e noturno e três no turno diurno, totalizando sete funcionários. Numa situação real e em função do nível de automação dos sistemas, pode-se reduzir a quantidade de operadores necessários à operação da unidade de pós-tratamento. Considerou-se uma remuneração de 13,4 salários anuais, incluindo adicional de férias e décimo terceiro salário.

Tabela 4.14: Número de funcionários em função do porte das unidades de pós-tratamento

Porte da unidade de pós-tratamento (hab)	Número de funcionários	
	(1º turno+2º turno+3º turno)	Total
25.000	1+1+1	3
50.000	1+1+1	3
100.000	2+1+1	4
200.000	3+2+2	7

Consumo de Cal

O custo com o consumo de cal para preparação da solução alcalinizante segue a dosagem estabelecida na Tabela 4.11.

Energia elétrica

O cálculo do custo da energia elétrica foi dividido em duas parcelas. A primeira considera a potência dos equipamentos instalados com um incremento de 20% para outros equipamentos não previstos. A segunda parcela refere-se ao consumo de energia propriamente dita, e corresponde a 80% do total de potência instalada.

Manutenção

Optou-se por estabelecer percentuais fixos para cada instalação, em função do porte da unidade. Para as unidades de até 50.000 habitantes o índice foi de 3% ao ano e para portes maiores utilizou-se 2% ao ano. Como base de valor, tomou-se a somatória dos custos de implantação da unidade de tratamento e de equipamentos elétricos.

Reposição do leito filtrante

Assim como para a manutenção, o custo da reposição do leito filtrante leva em consideração o porte da unidade de tratamento, ou seja, o volume de leito de carvão. A Tabela 4.15 apresenta os percentuais utilizados no cálculo dos custos de manutenção e reposição do leito filtrante em função do porte da unidade de pós-tratamento.

Tabela 4.15: Índices para custos de manutenção e de reposição do leito em função do porte das unidades

Porte da unidade de pós-tratamento (hab)	Índice - custo de manutenção (% a.a.) ^(a)	Índice - custo de reposição do leito (% a.a.)
25.000	3	3
50.000	3	3
100.000	2	2
200.000	2	2

^(a) porcentagem ao ano

O ANEXO J apresenta as planilhas com os custos discretizados das unidades pré-dimensionadas.

4.7.5 Fluxo de Caixa

A elaboração dos fluxos de caixa considera o custo de implantação e os custos fixos. Conforme descrito no Capítulo 3, optou-se por estabelecer uma cota anual de depreciação e um percentual de imposto sobre o lucro tributável para uma análise mais realista. A cota anual de depreciação para os equipamentos foi de 5% e seguiu o método linear, conforme estabelecido nas Equações (3.13) e (3.14). Como o horizonte de projeto é de 20 anos, o final da vida útil dos equipamentos ocorrerá concomitantemente com o final deste período. Neste estudo, adotou-se alíquota de imposto de 23%, incluindo impostos diversos de 15% e encargos sociais de 8%. O fluxo de caixa final segue a Equação (3.10).

4.7.6 Viabilidade econômica

A análise da viabilidade econômica foi baseada no método do valor presente líquido (VPL), conforme Equação (3.8). Ressalta-se que o número de períodos considerado foi de 20 anos, com uma taxa de juros de 11% ao ano.

A análise consistiu em estabelecer o valor das receitas anuais que, após comporem o fluxo de caixa final, considerando a depreciação dos equipamentos e o imposto, igualam o VPL a zero. Em outras palavras, a somatória dos fluxos de caixa do período considerado, atualizados ao valor presente pela taxa de juros de estudo, deve ser igual ao investimento anual. Para a realização desta análise utilizou-se uma planilha eletrônica e supôs-se que o valor anual das receitas seja fixo para todos os anos durante o período do projeto. Este valor foi iterado até que o VPL tornar-se nulo. O valor da receita que converge para o VPL nulo, neste estudo, será o valor mínimo a ser arrecadado anualmente para a viabilidade econômica do empreendimento. Receitas anuais a partir deste montante irão resultar na viabilidade econômica do empreendimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados decorrentes da avaliação do desempenho dos biofiltros e do estudo de viabilidade econômica.

Os resultados são apresentados em forma de gráficos e tabelas. Devido a grande quantidade de dados disponíveis, as tabelas, de maneira geral, apresentam valores máximos, médios, mínimos, desvio padrão e número de dados amostrados. Ressalta-se que os resultados referem-se a amostras pontuais. Desta forma, a interligação dos pontos dos gráficos representa uma extrapolação dos resultados e podem auxiliar a compreensão dos mesmos.

Em relação ao desempenho global das unidades de pós-tratamento, os resultados são apresentados de acordo com os principais parâmetros analisados, a saber: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, remoção de matéria orgânica, conversão de nitrogênio, remoção de fósforo e remoção de sólidos.

Nas análises dos resultados do estudo de viabilidade econômica deve-se sempre considerar as limitações e considerações estabelecidas no Capítulo 4.

5.1 RETROLAVAGEM

Durante os 200 dias do período de operação dos sistemas não foram detectadas perdas de leito filtrante que justificassem retrolavagens periódicas. Outrora, optou-se por realizar apenas lavagens semanais. Em cada lavagem, com as bombas dosadoras desligadas e com o sistema de aeração funcionando, o volume do BF era esgotado pelo dreno de fundo. A descarga ocorria pela ação da gravidade e em função da altura da coluna de líquido. Por este motivo, optou-se por limitar o tempo de descarga em 15

minutos. Em seguida o BF era manualmente enchido pelo topo com o efluente do reator UASB e o bombeamento era religado. Optou-se pelo enchimento manual do biofiltro pelo topo para compensar o tempo gasto na operação de lavagem.

Optou-se ainda por realizar apenas duas retrolavagens ao longo do período operacional dos BFs: a primeira no 115º dia e a segunda no 160º dia. Nestas ocasiões foram detectadas reduções consideráveis na vazão de bombeamento do efluente e acréscimo na quantidade de leito filtrante desprendido junto com o efluente. Com a retrolavagem, o sistema retornou a normalidade e as vazões voltaram aos patamares de projeto. Supõe-se que neste período a colmatação do leito filtrante começou a interferir no funcionamento do biofiltro.

Nas retrolavagens, a vazão de aeração era cuidadosamente aumentada proporcionando uma pequena expansão do leito. Com o bombeamento desligado, injetava-se água tratada da rede pública em contracorrente por 15 minutos. Sabe-se que numa situação real, a lavagem ocorre com o próprio efluente, o que contribui para a redução dos custos operacionais. Na seqüência, o bombeamento era religado, a vazão de aeração reduzida para o valor inicial e o BF enchido pelo topo com o efluente do reator UASB.

5.2 PROBLEMAS OPERACIONAIS

A seguir, são informados os principais problemas ocorridos durante período operacional das unidades. Este item tem duas finalidades: contextualizar a fase experimental e os resultados obtidos frente aos problemas e alertar futuros pesquisadores no sentido de mitigar ou evitar inconvenientes semelhantes.

Durante o período operacional dos sistemas ocorreram diversos problemas como: interrupções no fornecimento de energia elétrica, colmatação e redução progressiva na vazão de aeração, paralisação e intermitência no funcionamento do reator UASB, falhas nos dispositivos de bombeamento, paralisações de bombeamento para adequações, manutenção e melhorias no sistema de pós-tratamento.

As diversas interrupções no fornecimento de energia afetaram não somente as unidades experimentais, mas praticamente toda a ETE e suas unidades. As interrupções de energia, normalmente ocorreram nos finais de semana. Além das paradas rotineiras

para manutenção, a fase experimental coincidiu com um período de reformas e de novas instalações no campus. Também foram comuns interrupções momentâneas, suficientes para desarmar ou desligar os sistemas. As unidades de pós-tratamento não possuíam sistema de emergência (*no-break*). Além disso, em todas as situações de interrupção e restabelecimento da energia elétrica, pela característica das bombas dosadoras, foi necessário realizar o acionamento manual do sistema. Na maioria das situações, não foi possível avaliar por quanto tempo as unidades ficaram paralisadas.

Conforme será discutido adiante, outro problema enfrentado foi a redução progressiva na vazão de aeração nos biofiltros. A hipótese sugerida é da ocorrência de uma colmatção progressiva da pedra porosa ou no registro de agulha que regulava a vazão de ar no biofiltro. Nas situações em que ocorreu redução de OD no efluente, com concentrações próximas a 3,0 mg/L, realizou-se um procedimento para desobstrução. Empiricamente a vazão de ar era aumentada por três ou quatro pulsos curtos de alguns segundos. Em seguida, com o registro de agulha já ajustado à condição inicial de vazão, monitorava-se a concentração de OD no efluente, garantindo a elevação da mesma. A partir de então, o ajuste no sistema de aeração era mantido até que fosse detectada uma nova redução na concentração de OD.

Além das paralisações ocasionadas pela falta de energia elétrica, foram comuns também interrupções no funcionamento da ETE, e evidentemente do reator UASB. O sistema elevatório da ETE apresentou problemas diversos de funcionamento. Como no período considerado o sistema reserva de bombeamento não estava em funcionamento, quaisquer outros problemas acabaram resultando no desligamento do sistema elevatório. Outra situação pertinente ao funcionamento do reator UASB e da própria ETE diz respeito à concepção da estação. O funcionamento da estação fica comprometido nos períodos em que não há atividade no campus, como finais de semana prolongados, férias, semanas sem atividades e outros. Nesses períodos, a vazão de esgoto bruto é drasticamente reduzida. Conforme já comentado, a utilização do reservatório intermediário se fez necessária para compensar este inconveniente. Por diversas vezes o funcionamento do sistema só foi garantido devido à capacidade do reservatório intermediário em mitigar as interrupções da ETE.

Em relação aos biofiltros, foram feitas algumas interrupções curtas e programadas para manutenção, adaptações e melhorias nos sistemas durante o período experimental. Nas situações em que um dos sistemas de bombeamento dos BFs

apresentou problema, utilizou-se uma bomba dosadora reserva, marca AQUA, modelo HC300-cA, reduzindo o tempo de interrupção de bombeamento.

Diante dos problemas enfrentados, a eficiência das unidades foi indubitavelmente afetada, porém, conforme será visto adiante, sem comprometimento global do experimento.

5.3 DESEMPENHO GLOBAL

Conforme informado no capítulo anterior, os biofiltros foram monitorados por 190 dias consecutivos. Comprovou-se a eficiência dos BFs com carvão antracitoso na remoção de matéria orgânica e ocorrência da nitrificação.

Os resultados obtidos nos experimentos estão apresentados na íntegra no ANEXO C.

5.3.1 Temperatura e oxigênio dissolvido

A Tabela 5.1 apresenta os resultados em relação à temperatura. Na mesma também estão anotados os valores referentes à temperatura ambiente no momento da coleta dos dados. O gráfico da Figura 5.1 ilustra o comportamento da temperatura durante o período.

Tabela 5.1: Temperatura ambiente e temperatura nos efluentes das unidades de tratamento de esgoto

Parâmetro / Variáveis	Temp. ambiente	Afluente UASB	Afluente BFs	BF1 ($\theta=5h$)	BF2 ($\theta=7,5h$)	
	Tamb	B	A	E1	E2	
Temperatura (°C)	Méd	27,1	24,5	22,6	22,8	23,0
	DP	2,4	2,0	2,1	1,9	2,2
	Máx	32,0	27,5	26,6	25,6	26,3
	Mín	22,0	20,3	18,6	17,3	16,4
	n	19	19	19	20	20

Cabe destacar que os biofiltros estavam protegidos na sala de abrigo que era

parcialmente climatizada. Os dados da temperatura ambiente têm como referência o interior da sala de abrigo dos BFs. As leituras das temperaturas ocorreram sempre entre as 9h e 10h da manhã. Com estas informações, a análise dos resultados mostra que temperatura no interior da sala (T_{amb}) manteve-se parcialmente controlada, e que os líquidos afluentes e efluentes dos biofiltros tiveram praticamente a mesma temperatura. Os efluentes dos biofiltros mantiveram-se mais estáveis, com valores médios em torno de 23 ± 2 °C aproximadamente, para as leituras realizadas nos períodos da manhã. Como as leituras concentraram-se no mesmo período, percebe-se também um acréscimo gradativo nas temperaturas, refletindo a mudança das estações do ano.

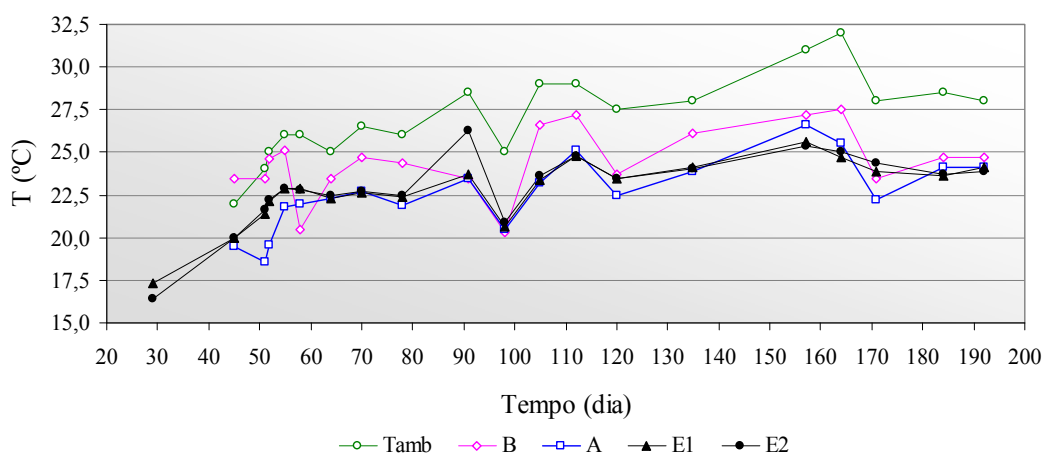


Figura 5.1: Variação da temperatura nos efluentes das unidades ao longo do período experimental

Na Tabela 5.2 são apresentados os valores médios de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades de tratamento e a Figura 5.2 ilustra o comportamento da concentração de OD nos efluentes das unidades ao longo do período experimental.

Tabela 5.2: Concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades de tratamento de esgoto

Parâmetro / Variáveis	Aflente UASB	Aflente BFs	BF1 ($\theta=5h$)	BF2 ($\theta=7,5h$)	
	B	A	E1	E2	
OD (mg/L)	Méd	0,47	0,66	4,46	6,49
	DP	0,27	0,36	1,64	1,18
	Máx	1,30	1,89	7,28	7,75
	Mín	0,00	0,30	1,20	2,82
	n	20	20	21	21

A concentração de OD no esgoto bruto afluente ao reator UASB (B) e no afluente aos BFs (A) manteve-se praticamente nula. Apesar da resolução da sonda de OD utilizada ser de um centésimo, estima-se que leituras abaixo de 1 mg/L possam ter sua precisão comprometida pelas próprias características do equipamento.

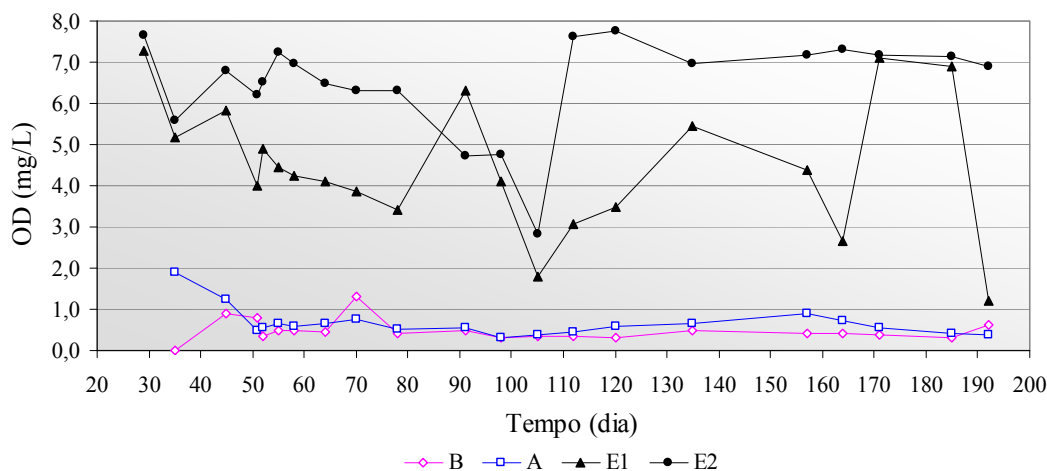


Figura 5.2: Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades ao longo do período experimental

A concentração mínima de oxigênio dissolvido para ocorrência da nitrificação pode variar de um sistema para outro, sendo reportados na literatura valores de 1 mg/L (METCALF & EDDY, 2002) até 2 mg/L (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). Por este motivo, objetivou-se manter a concentração de OD nos efluentes dos biofiltros sempre acima de 3,0 mg/L. As diferenças entre as concentrações de OD obtidas e aquelas almejadas podem ter afetado os resultados.

A vazão fornecida pelo sistema de aeração manteve-se praticamente constante durante o experimento. Mesmo assim, em algumas ocasiões, verificou-se uma redução gradativa na concentração de OD dos efluentes dos BFs. Este fato pode ser resultado da colmatação progressiva na pedra porosa instalada no final do sistema de aeração ou obstrução do registro de agulha que regula a vazão de ar. Nas situações em que foram detectadas concentrações de OD em níveis próximos a 3,0 mg/L, aumentou-se a vazão de ar através da abertura do registro de agulha, de maneira a melhorar o fluxo de ar, restaurando o funcionamento do sistema e novamente elevando a concentração de OD no efluente do biofiltro. Em seguida, a vazão de ar foi novamente ajustada para a condição de projeto e assim mantida até a ocorrência de outra suposta colmatação.

À medida que a operação de desobstrução era realizada, uma quantidade considerável (visível a olho nu) de partículas de carvão e provavelmente de biomassa eram carregados com o efluente, contribuindo para redução na eficiência do sistema. Porém, como as desobstruções ocorreram sempre após a coleta das amostras para análise, esta perda de eficiência não foi diretamente detectada nos dados que serão apresentados adiante.

As operações de desobstrução podem ser claramente observadas na Figura 5.2. Em relação ao BF1, ocorreram desobstruções nos dias 79°, 105° e 164°. Para o BF2 foi necessária apenas uma intervenção no 105° dia. No 50° dia foi feito um ajuste na vazão de aeração fornecida pelo compressor, conforme verificado na figura. No período compreendido entre os dias 50° e 105° observa-se claramente a redução na concentração de OD dos efluentes. Para o BF1 a intervenção foi necessária no 79° dia, enquanto que, para o BF2 o nível crítico de OD ocorreu apenas no 105° dia.

Os valores médios da concentração de OD nos efluentes foram de $4,5 \pm 1,6$ e $6,5 \pm 1,2$ mg/L para os efluentes dos biofiltros BF1 e BF2 respectivamente. Por questões meramente de ajuste, a concentração de OD no efluente do BF2 manteve-se ligeiramente superior àquela observada no do BF1, com valores muitas vezes próximos a concentração de saturação.

5.3.2 pH e alcalinidade

A Tabela 5.3 apresenta o resumo dos dados em relação ao pH, alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade total (AT) nos efluentes das unidades durante o período de estudo.

A Figura 5.3 ilustra o comportamento do pH para os dados coletados. Pode-se observar que o pH do esgoto bruto manteve-se entre 6,5 e 7,0. Por outro lado, o afluente dos biofiltros (A), com pH médio de 6,9, apresenta no gráfico uma maior variabilidade. Este fato pode ser explicado pela maneira em que a fonte externa de alcalinidade foi introduzida no afluente. Conforme explicação anterior, a adição da solução alcalinizante não foi contínua e ocorreu uma vez por semana.

Em relação ao pH nos efluentes finais dos biofiltros, nota-se que até o 90° dia aproximadamente, ambos tiveram comportamento semelhante, com valores de pH oscilando entre 5,3 e 6,7. Após o 100° dia, o pH do BF1 oscilou entre 7,2 e 6,5 e o pH

do BF2 manteve a tendência oscilatória, com mínimos de até 4,8. Em grande parte, este comportamento discrepante pode ser explicado pelos diversos problemas operacionais ocorridos a partir do 100º dia.

Tabela 5.3: pH e alcalinidade nos efluentes das unidades de tratamento

Parâmetro / Variáveis		Afluente	Afluente	BF1	BF2
		UASB	BFs	($\theta=5h$)	($\theta=7,5h$)
		B	A	E1	E2
pH	Méd	6,7	6,9	6,5	5,9
	DP	0,2	0,3	0,6	0,6
	Máx	7,0	8,2	7,6	7,7
	Mín	6,4	6,5	4,8	4,6
	n	21	32	35	35
AP (mgCaCO ₃ /L)	Méd	93	198	83	21
	DP	29	50	59	26
	Máx	158	316	184	85
	Mín	56	111	4	1
	n	17	17	16	8
AT (mgCaCO ₃ /L)	Méd	169	279	113	23
	DP	48	71	78	26
	Máx	267	415	241	114
	Mín	100	175	6	5
	n	17	17	17	16

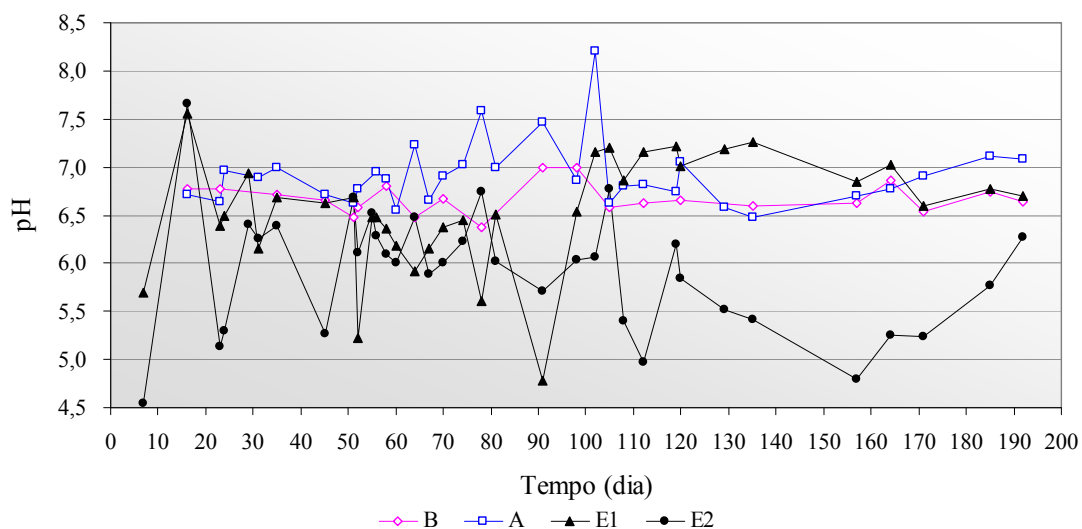


Figura 5.3: Variação do pH nos efluentes ao longo do período experimental

Nas Figura 5.4 e Figura 5.5 são ilustrados o comportamento da alcalinidade parcial e alcalinidade total nos efluentes das unidades durante o período experimental. O efeito da introdução da fonte alcalinizante no afluente aos biofiltros pode ser facilmente

observado nestas figuras. Em média, a alcalinidade total no afluente aos biofiltros aumentou cerca de 100 mg/L em relação ao esgoto bruto. As observações feitas em relação ao comportamento temporal do pH nos efluentes finais dos biofiltros também podem ser feitas para a alcalinidade. Até o 90º dia, as alcalinidades nos efluentes dos BFs apresentaram comportamento oscilante. A partir do 100º dia, enquanto o consumo de alcalinidade no BF1 foi drasticamente reduzido, o BF2 manteve-se consumindo praticamente toda a alcalinidade disponível, com valores médios no efluente de 23 ± 26 mgCaCO₃/L e 21 ± 26 mgCaCO₃/L para a alcalinidade total e alcalinidade parcial respectivamente.

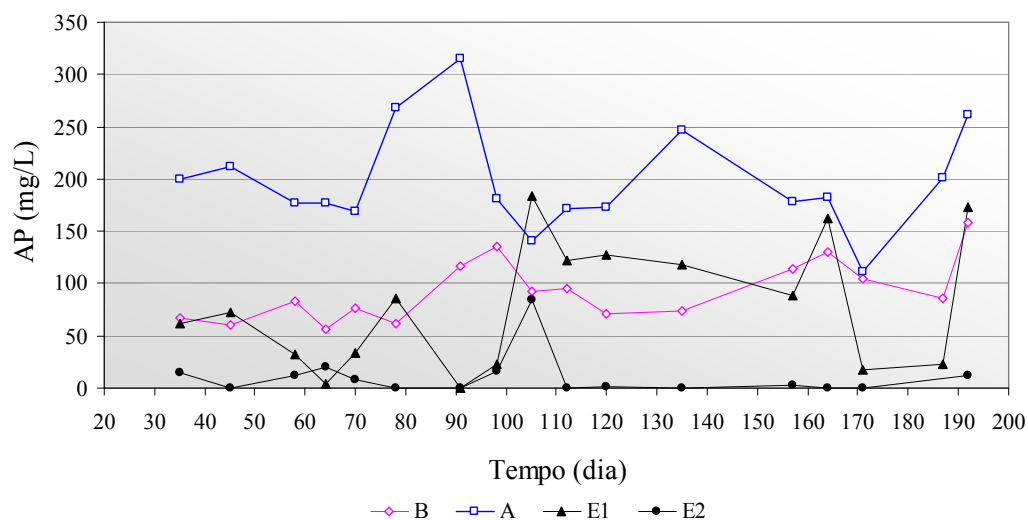


Figura 5.4: Variação da alcalinidade parcial dos efluentes durante o período experimental

Os problemas operacionais, com conseqüente paralisação nos sistemas, refletiram-se tanto no pH quanto na alcalinidade. A paralisação ocorrida entre o 100º e 105º dias afetou o consumo de alcalinidade nos sistemas, sendo mais visivelmente percebido no efluente do BF1. No período subsequente, enquanto o BF2 rapidamente teve seu comportamento restabelecido, no BF1 o consumo de alcalinidade foi mínimo.

Próximo ao 160º dia, quando o BF1 mostrou sinais que o consumo de alcalinidade novamente voltaria ao patamar de outrora, ocorreu nova paralisação do sistema. No BF2 não foi observado este problema, porém no BF1 a paralisação do sistema resultou em diminuição rápida de alcalinidade, conforme Figura 5.4 e Figura 5.5.

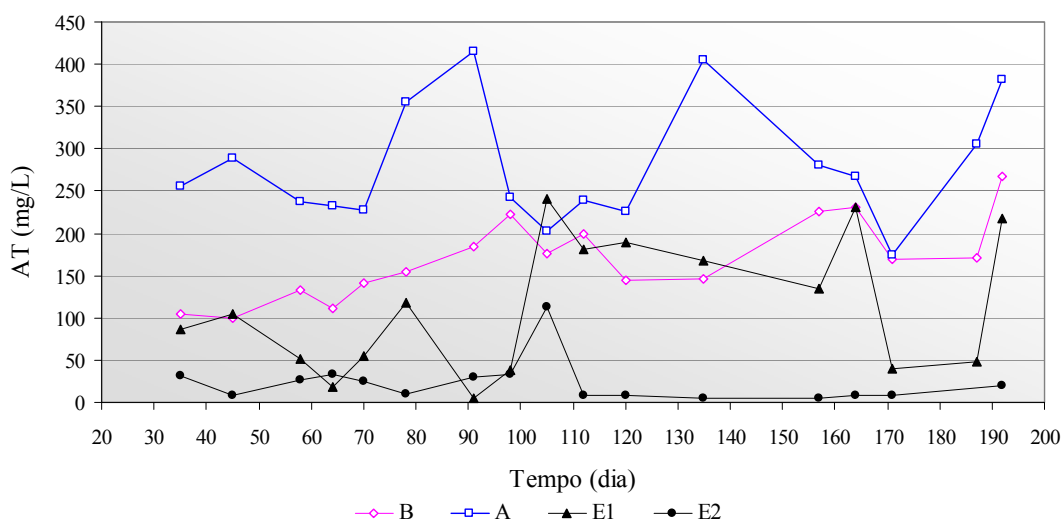


Figura 5.5: Variação da alcalinidade total dos efluentes durante o período operacional

As diversas quedas no valor do pH dos efluentes e consumo de alcalinidade que podem indicar a ocorrência do processo de nitrificação serão analisados adiante.

5.3.3 Remoção de matéria orgânica

A seguir, são apresentados os resultados obtidos em relação à remoção de matéria orgânica (MO). Além do resumo estatístico dos valores de DQO bruta e DQO filtrada, a Tabela 5.4 apresenta as eficiências de remoção em relação a esta variável. Na Tabela 5.4 estão anotados tanto os valores da eficiência local de remoção no reator UASB e nos biofiltros (R, R1 e R2) quanto à remoção combinada ou remoção global, considerando as associações UASB+BF1 e UASB+BF2 (Rg1 e Rg2).

Na Tabela 5.5 é apresentada o resumo estatístico dos resultados de DBO e eficiência nos biofiltros para as análises realizadas. Não foram realizados ensaios em relação à DBO no esgoto bruto o que impossibilitou a avaliação do desempenho deste parâmetro no reator UASB.

A média de valores da DQO no esgoto bruto foi de 406 ± 171 mg/L e 189 ± 77 mg/L para DQO_b e DQO_f respectivamente. No afluente aos biofiltros, observa-se valores médios de 135 ± 40 mg/L, 70 ± 25 mg/L e 73 ± 38 mg/L para DQO_b , DQO_f e DBO_5 respectivamente. A eficiência de remoção de DQO_b e DQO_f no reator UASB (R), teve uma média superior a 60%.

Tabela 5.4: DQO bruta e DQO filtrada nos efluentes das unidades, eficiências de remoção e eficiências globais nos sistemas combinados UASB+BF

Parâmetro / Variáveis		Afluyente UASB	Afluyente BFs		Efluyente BF1 ($\theta=5h$)			Efluyente BF2 ($\theta=7,5h$)		
		B	A	R (%)	E1	R1 (%)	Rg1 (%)	E2	R2 (%)	Rg2 (%)
DQO _b (mg/L)	Méd	406	135	63	47	64	86	45	66	87
	DP	171	40	16	26	20	12	31	22	9
	Máx	789	221	83	121	91	97	116	92	97
	Mín	198	71	22	16	15	58	14	7	60
	n	23	34	23	34	34	23	34	34	23
DQO _f (mg/L)	Méd	189	70	64	25	63	87	21	68	89
	DP	77	25	10	11	16	7	12	17	5
	Máx	321	128	81	60	87	96	44	95	98
	Mín	87	23	47	11	15	68	3	6	74
	n	21	31	21	31	31	21	31	31	21

Tabela 5.5: DBO₅ nos efluentes das unidades e eficiências de remoção

Parâmetro / Variáveis		Afluyente BFs	Efluyente BF1 ($\theta=5h$)		Efluyente BF2 ($\theta=7,5h$)	
		A	E1	R1 (%)	E2	R2 (%)
DBO ₅ (mg/L)	Méd	73	36	46	3	95
	DP	38	29	34	3	6
	Máx	124	83	90	9	100
	Mín	19	8	1	1	83
	n	8	8	8	8	8

O efluente do BF1 apresentou valores médios de 47 ± 26 mg/L, 25 ± 11 mg/L e 36 ± 29 mg/L, com índices de remoção de 64%, 63% e 46% para DQO_b, DQO_f e DBO₅ respectivamente. As eficiências médias combinadas do UASB+BF1 (Rg1) foram de 86% e 87% para DQO_b e DQO_f respectivamente.

O BF2, com desempenho superior ao do BF1, apresentou efluentes com valores médios de 45 ± 31 mg/L, 21 ± 12 mg/L e 3 ± 3 mg/L, com índices de remoção de 66%, 68% e 95% para DQO_b, DQO_f e DBO₅ respectivamente. Tal fato confirma-se também na observação das eficiências combinadas do UASB+BF2, que foram de 87% e 89% para DQO_b e DQO_f respectivamente.

Levando-se em consideração a vazão de ar fornecida aos sistemas, a taxa média de aeração nos biofiltros foi de $46 \text{ Nm}^3\text{ar/kgDQO}$ aplicada no BF1 e $71 \text{ Nm}^3\text{ar/kgDQO}$ aplicada no BF2. Vale lembrar que, apesar do sistema de aeração ser compartilhado, o ajuste na vazão de aeração dos biofiltros não foi o mesmo e resultou em diferentes níveis na concentração de OD nos efluentes das unidades.

Na Figura 5.6 e Figura 5.7 são ilustrados o comportamento temporal da DQO_b e da DQO_f nos efluentes das unidades de estudo. Cabe reforçar que os dados são pontuais, e correspondem apenas ao momento da coleta. A interligação dos pontos é uma extrapolação.

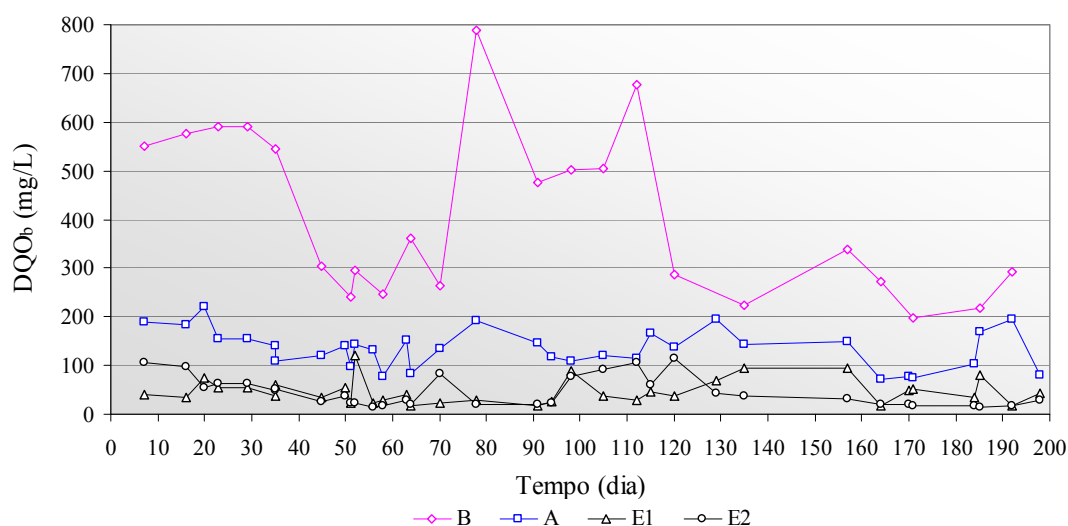


Figura 5.6: Variação temporal da DQO bruta nos efluentes das unidades

Mesmo considerando esta limitação, é notória a capacidade do reator UASB em amortecer as oscilações de DQO do esgoto bruto, resultando num efluente compreendido entre 100 e 200 mg/L de DQO_b e 50 e 100 mg/L para DQO_f .

Em relação aos efluentes finais dos BFs, observa-se ainda uma maior estabilidade dos sistemas, sendo que até o 90º dia os biofiltros tiveram comportamento semelhante em relação a DQO_b . O problema operacional que se sucedeu ao 90º dia afetou mais significativamente a DQO_b no efluente do BF1. A partir de então, nota-se que o BF2 manteve um desempenho mais uniforme, principalmente em relação à DQO_f .

A variação na eficiência de remoção de DQO_f nas unidades é apresentada na Figura 5.8. As eficiências globais dos sistemas (Rg1 e Rg2) mantiveram-se praticamente iguais até o 110º dia. O problema operacional do 90º dia afetou as eficiências de remoção dos BFs (R1 e R2), culminando com eficiências de 50% nos dados do 105º dia. Neste intervalo de 15 dias, o desempenho do reator UASB compensou a queda no desempenho dos BFs. Porém, a partir desta data, com a redução na eficiência de remoção de DQO no reator UASB, os biofiltros tiveram

comportamentos distintos. Enquanto o BF2 manteve-se com boa eficiência, com valores entre 90% e 70% até o 160º dia, o BF1 teve seu desempenho reduzido até pouco mais de 20% no 130º para somente então reiniciar a recuperação de desempenho. No 163º dia, problemas no funcionamento da ETE paralisaram os biofiltros por dois dias consecutivos, o que provocou a maior queda de desempenho dos BFs em relação à remoção de DQO.

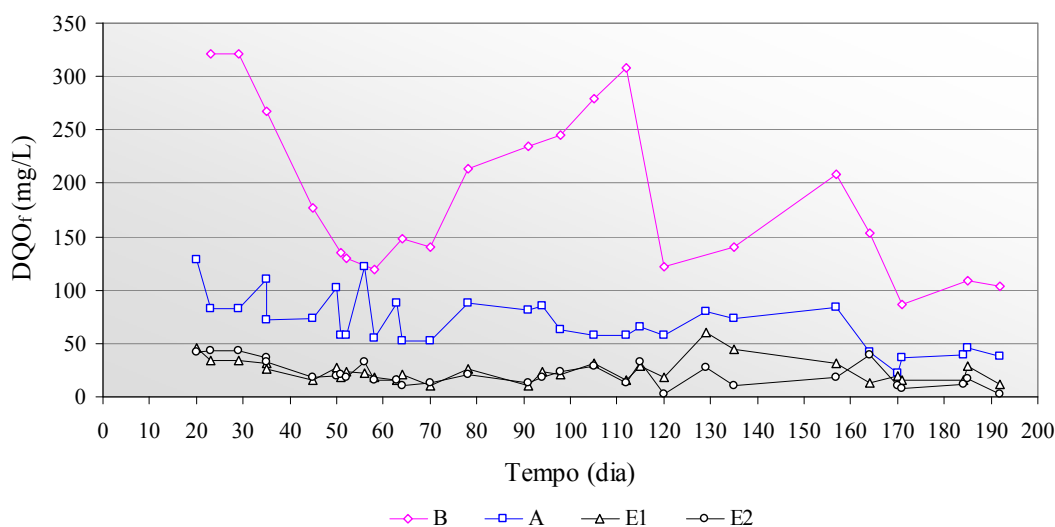


Figura 5.7: Variação temporal da DQO filtrada nos efluentes das unidades

O fato é que, após cada redução na eficiência de remoção de DQO, a recuperação do BF2 foi mais rápida que a do BF1, o que acabou refletindo-se nos valores médios desta unidade.

O comportamento do BF2 em relação a remoção de matéria orgânica pode também ser avaliado em relação à DBO, conforme os dados da Tabela 5.5 e da Figura 5.9. Enquanto a remoção de DBO no BF1 foi praticamente nula no 100º dia e muito afetada no 171º dia, o BF2 manteve-se com eficiências de remoção superiores a 90%. Os problemas operacionais do 90º dia e do 163º dia sequer podem ser detectados considerando a remoção de DBO do BF2.

A observação na eficiência de remoção de DBO da Figura 5.9 evidencia a maior instabilidade do BF1 frente aos problemas operacionais enfrentados.

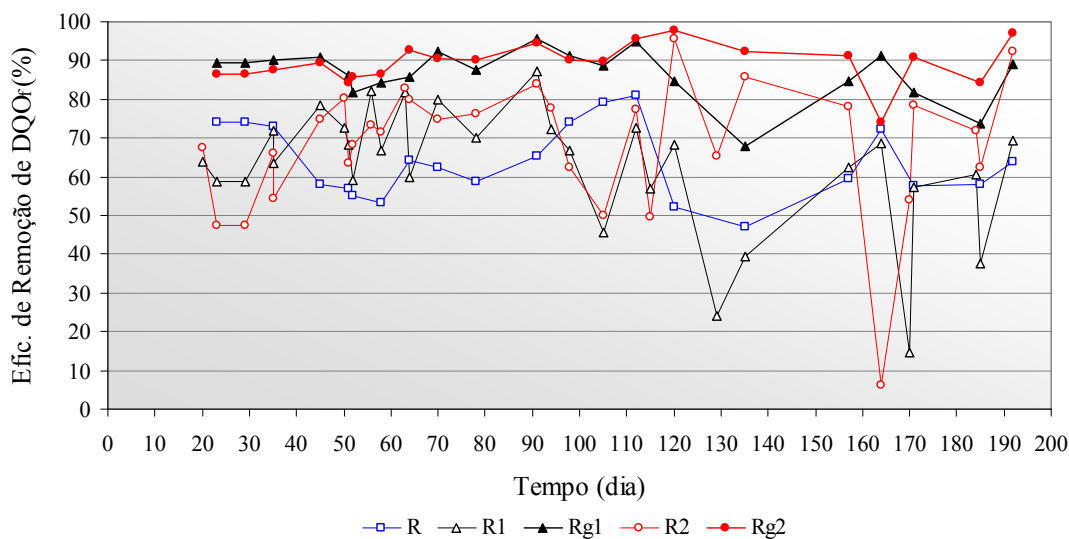


Figura 5.8: Eficiências de remoção de DQO_f nos efluentes das unidades e eficiências globais nos sistemas combinados UASB+BF

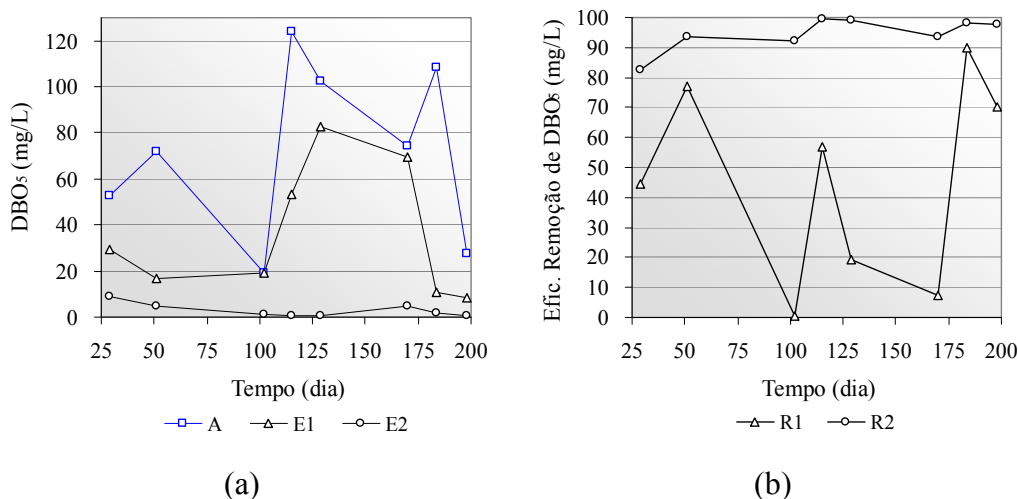


Figura 5.9: Variação temporal da DBO₅ - (a) DBO nos efluentes das unidades; (b) Eficiência de remoção

Na Tabela 5.6 estão apresentados os resultados estatísticos para a relação DBO₅/DQO_b no afluente e efluentes dos BF_s. Os valores apresentados levam em consideração apenas os dados de DBO e DQO coletados na mesma data.

A relação DBO₅/DQO_b no efluente do BF₁ deve ser vista com cautela, frente aos diversos problemas já relatados. Por outro lado, a relação DBO₅/DQO_b igual a 0,61 no efluente do reator UASB (afluente dos BF_s) não se manteve no efluente final do BF₂. A redução da relação DBO₅/DQO_b no efluente do BF₂ pode estar relacionada a remoção da fração biodegradável de DBO presente no afluente.

Tabela 5.6: Relação DBO_5/DQO_b no afluente e efluentes dos BFs

Parâmetro / Variáveis		Afluente BFs	BF1 ($\theta=5h$)	BF2 ($\theta=7,5h$)
		A	E1	E2
DBO_5/DQO_b	Méd	0,61	0,75	0,10
	DP	0,32	0,45	0,10
	Máx	1,05	1,41	0,26
	Mín	0,16	0,20	0,01
	n	8	8	8

Na Tabela 5.7 são apresentados os carregamentos orgânicos volumétricos (COV) aplicados e removidos no reator UASB e nos BFs, em termos de DQO e DBO.

Tabela 5.7: COV aplicado e removido nas unidades de tratamento em termos de DQO e DBO

Parâmetro / Variáveis		Aplicado			Removido		
		UASB	BF1	BF2	UASB	BF1	BF2
COV ($gDBO_5/m^3 \cdot dia$)	Méd	-	352	231	-	176	221
	DP	-	184	121	-	166	123
	Máx	-	600	394	-	472	392
	Mín	-	92	61	-	0	56
	n	-	8	8	-	8	8
COV ($gDQO_b/m^3 \cdot dia$)	Méd	812	624	429	545	428	228
	DP	341	193	127	318	205	138
	Máx	1578	1070	702	1193	864	567
	Mín	396	345	226	98	89	25
	n	23	34	34	23	34	34
COV ($gDQO_f/m^3 \cdot dia$)	Méd	377	338	222	252	218	153
	DP	153	121	79	135	106	67
	Máx	641	622	408	501	484	283
	Mín	174	109	72	100	16	8
	n	21	31	31	21	31	31

No BF1, as médias dos carregamentos orgânicos volumétricos aplicados (COV_A) foram de $352 gDBO_5/m^3 \cdot dia$, $624 gDQO_b/m^3 \cdot dia$ e $338 gDQO_f/m^3 \cdot dia$, e resultou em carregamentos volumétricos removidos (COV_R) de $176 gDBO_5/m^3 \cdot dia$, $428 gDQO_b/m^3 \cdot dia$ e $218 gDQO_f/m^3 \cdot dia$. No BF2, as médias dos COV_A foram de $231 gDBO_5/m^3 \cdot dia$, $429 gDQO_b/m^3 \cdot dia$ e $222 gDQO_f/m^3 \cdot dia$, e resultou em COV_R de $221 gDBO_5/m^3 \cdot dia$, $228 gDQO_b/m^3 \cdot dia$ e $153 gDQO_f/m^3 \cdot dia$.

Na Figura 5.10 são apresentadas as correlações entre as cargas orgânicas

volumétricas aplicadas (COV_A) e as removidas (COV_R) para os BFs em termos de DQO_b , DQO_f e DBO_5 . Também podem ser observadas nas figuras as equações resultantes da regressão linear e o coeficiente de correlação.

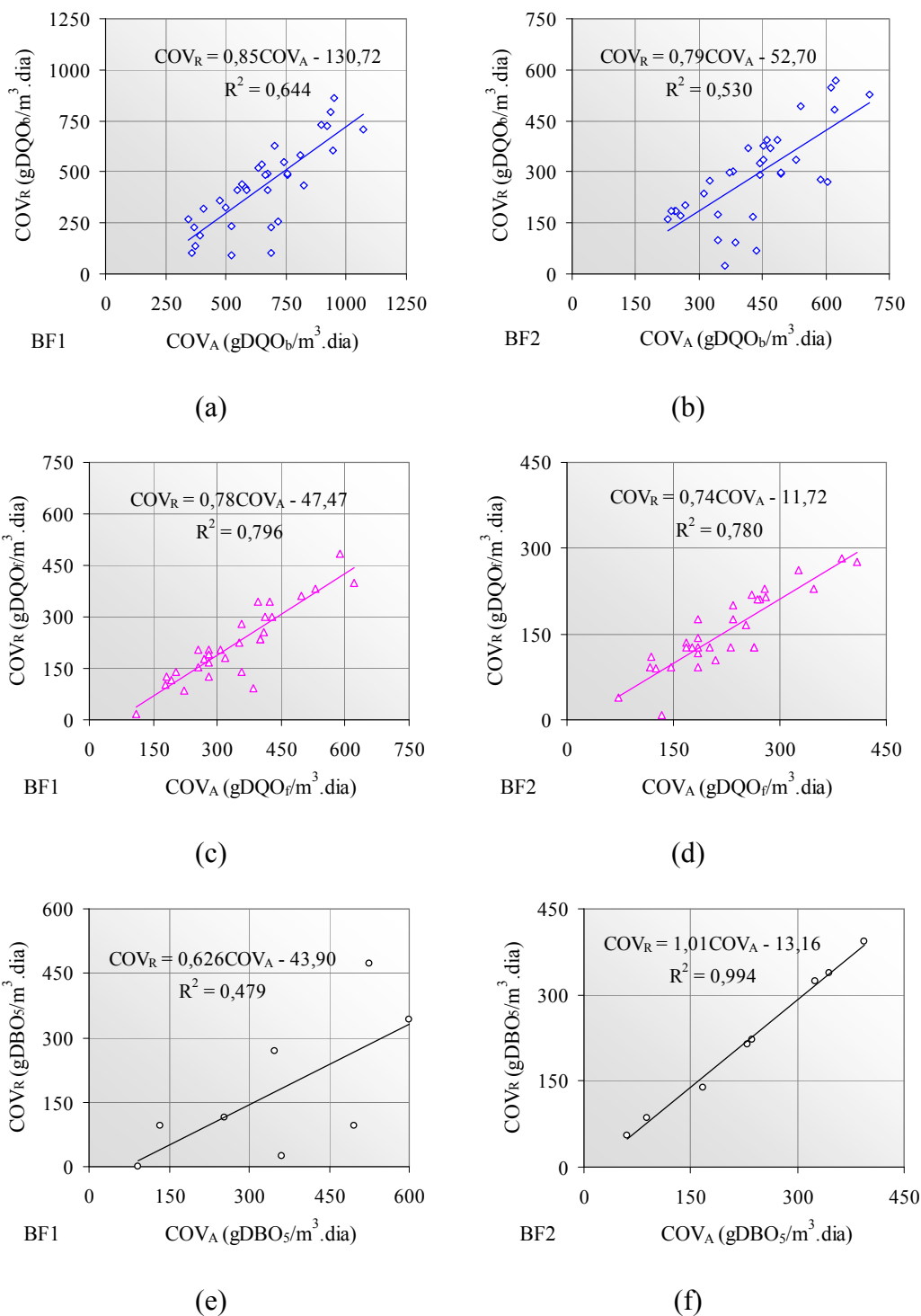


Figura 5.10: Correlação entre a carga orgânica volumétrica aplicada e removida – (a), (c) e (e) no BF1; (b), (d) e (f) no BF2 em termos de DQO_b , DQO_f e DBO_5 respectivamente

Segundo Araújo (1997), o coeficiente angular da equação que correlaciona os COV aplicados e removidos representa a máxima eficiência de remoção obtida. Comparando os resultados dos BFs, vê-se que as máximas eficiências de remoção são da ordem de 85%, 78% e acima de 99% para DQO_b , DQO_f e DBO_5 respectivamente. Ao observar as figuras e o coeficiente de correlação, pode-se notar que a dispersão dos pontos em relação à DQO_b é maior do que aquela em relação a DQO_f , para os dois biofiltros. O ajuste em relação para a DBO do BF2 forneceu coeficiente de correlação de 0,99, porém o mesmo não foi verificado em relação ao BF1. Porém, não é demais dizer que, as correlações obtidas são válidas apenas para este experimento, e sua utilização deve ser restrita, evitando usos indevidos.

Na Figura 5.11 são apresentados o comportamento médio da DQO_f nos efluentes ao longo da altura dos BFs e as barras de erro com os desvios padrões obtidos para cada altura. Foram descartadas amostras inconsistentes no intuito de não comprometer os resultados. Desta maneira, apenas nove pontos foram utilizados para a análise ao longo da altura.

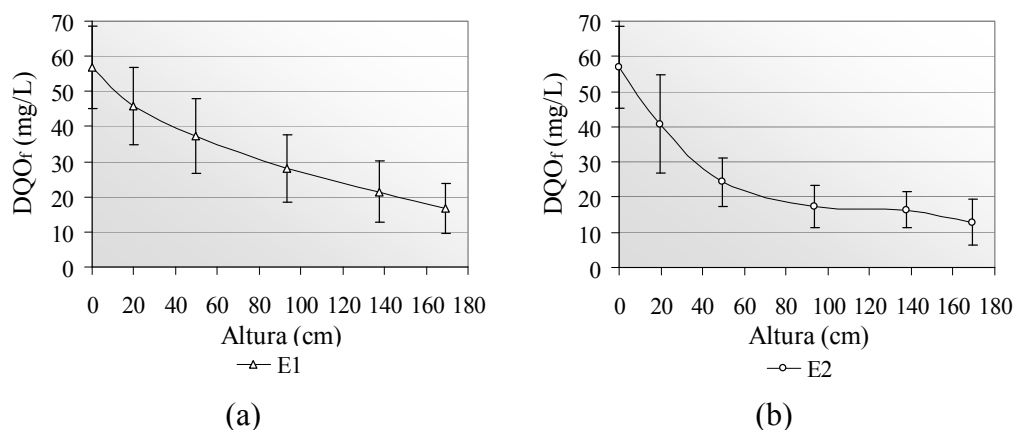


Figura 5.11: Variação da DQO_f ao longo das alturas dos biofiltros - (a) BF1, (b) BF2

Cabe ressaltar que apesar do cuidado na coleta das amostras, os resultados invariavelmente sofreram alguma interferência em função da turbulência provocada no interior dos biofiltros no momento da coleta. Ao que tudo indica, o BF1 manteve um desempenho mais linear ao longo da altura na conversão da DQO_f . No BF2 a conversão ocorrida na base é mais acentuada, sendo que nos últimos 70 cm a variação na DQO foi pequena.

Estudos da hidrodinâmica dos reatores, imprescindíveis à análise do comportamento dos mesmos, não foram realizados pela interrupção do experimento em função da necessidade de cumprimento dos prazos regulamentares do programa de pós-graduação. O monitoramento de outros parâmetros ao longo das alturas das unidades também pode auxiliar o entendimento do comportamento global dos mesmos.

5.3.4 Conversão de nitrogênio

A Tabela 5.8 apresenta o resumo estatístico para as concentrações de NTK, N-NH₃ e N-org no afluente e nos efluentes dos biofiltros e o percentual de remoção para as amostras coletadas. No BF1 foram impostos cargas nitrogenadas volumétricas de 171±28 gNTK/m³.dia e 151±29 gN-NH₃/m³.dia. No BF2, o carregamento foi de 112±18 gNTK/m³.dia e 99±19 gN-NH₃/m³.dia.

O BF1 apresentou eficiências médias de remoção de 84%, 90% e 50% para as frações de NTK, N-NH₃ e N-org respectivamente. Na média, o desempenho do BF2 foi semelhante, com eficiências de remoção de 81%, 83% e 69% para as frações de NTK, N-NH₃ e N-org respectivamente.

Os diversos problemas operacionais ocorridos prejudicaram as análises em relação à ocorrência da nitrificação. Porém, o processo de nitrificação fica evidente considerando que houve redução no pH e consumo de alcalinidade no efluente dos biofiltros, conforme dados apresentados anteriormente.

Tabela 5.8: NTK, N-NH₃ e N-org nos efluentes das unidades e eficiências de remoção

Parâmetro / Variáveis		Afluente BFs	BF1 (θ=5h)		BF2 (θ=7,5h)	
		A	E1	R1 (%)	E2	R2 (%)
NTK (mg/L)	Méd	35,2	6,0	84	7,4	81
	DP	5,7	9,7	23	13,5	33
	Máx	44,1	34,5	99	39,1	99
	Mín	26,1	<1,0	16	<1,0	11
N-NH ₃ (mg/L)	Méd	31,2	3,6	90	5,7	83
	DP	6,1	9,4	25	11,7	34
	Máx	37,6	31,8	99	32,6	>99
	Mín	18,9	<1,0	15	<1,0	6
N-org (mg/L)	Méd	4,1	2,4	50	1,7	69
	DP	2,7	2,3	41	2,4	38
	Máx	9,3	6,6	>99	6,5	>99
	Mín	<1,0	<1,0	>1	<1,0	>1
nº. amostras	n	11	11	11	11	11

Na Tabela 5.9 apresenta-se o resumo em relação à concentração de nitrogênio total e nitrogênio na forma de nitrito e nitratos nos efluentes finais dos biofiltros. A conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato pode ser mais facilmente percebida através da observação da Figura 5.12. Na amostra do 20º dia, somente no efluente final do BF1 é que foram detectadas parcelas consideráveis de N-NH₃ e NTK, mostrando que o BF2 iniciou a nitrificação antes desta data. Considerando que as partidas dos BFs foram temporalmente defasadas em uma semana, não é possível concluir sobre o tempo requerido para o início da nitrificação nas unidades.

Tabela 5.9: Resumo estatístico para o nitrogênio na forma de nitrito, nitratos e nitrogênio total nos efluentes dos biofiltros

Variáveis	Efluente do BF1 (E1)			Efluente do BF2 (E2)		
	N-nitrito (mg/L)	N-nitrato (mg/L)	NT (mg/L)	N-nitrito (mg/L)	N-nitrato (mg/L)	NT (mg/L)
Méd	0,5	18,5	25,0	0,2	26,7	34,2
DP	1,1	11,0	10,0	0,4	4,8	15,7
Máx	3,8	33,9	37,5	1,3	33,0	71,2
Mín	0,0	0,1	3,3	0,0	18,2	18,6
n	11	11	11	11	11	11

No entanto, na amostra do 50º dia, a concentração de N-nitrito atingiu picos de 4,0 mg/L e 1,4 mg/L no BF1 e BF2 respectivamente. Supõe-se que, nesta data, o processo de nitrificação no BF2 estava num estágio mais avançado que no BF1. Nas amostras seguintes, e até a amostra do 94º dia, as concentrações de nitrato nos efluentes dos biofiltros estiveram acima de 25 mg/L, representando um percentual considerável de nitrificação.

No período compreendido entre o 94º e o 133º dia, a avaliação do processo de nitrificação nas unidades de pós-tratamento foi prejudicada. A Figura 5.13 ilustra o comportamento das frações de NTK no afluente e de nitrogênio total (NT) nos efluentes finais dos biofiltros. A queda no desempenho do reator UASB ocorrida entre o 120º dia e o 135º dia coincidiu com uma elevação na concentração de NTK no seu efluente (afluente dos BFs). Neste período, o BF2 teve um acréscimo acentuado na concentração do NTK e conseqüentemente na de NT. As concentrações de nitrito e nitrato no efluente do BF2 mantiveram a tendência anterior. No efluente do BF1, as concentrações de NT e de N-nitrato reduziram-se drasticamente com um incremento na concentração do NTK.

Desta forma, supõe-se a ocorrência de uma não prevista desnitrificação no BF1 pelo fato de estar associada à queda de desempenho do reator UASB.

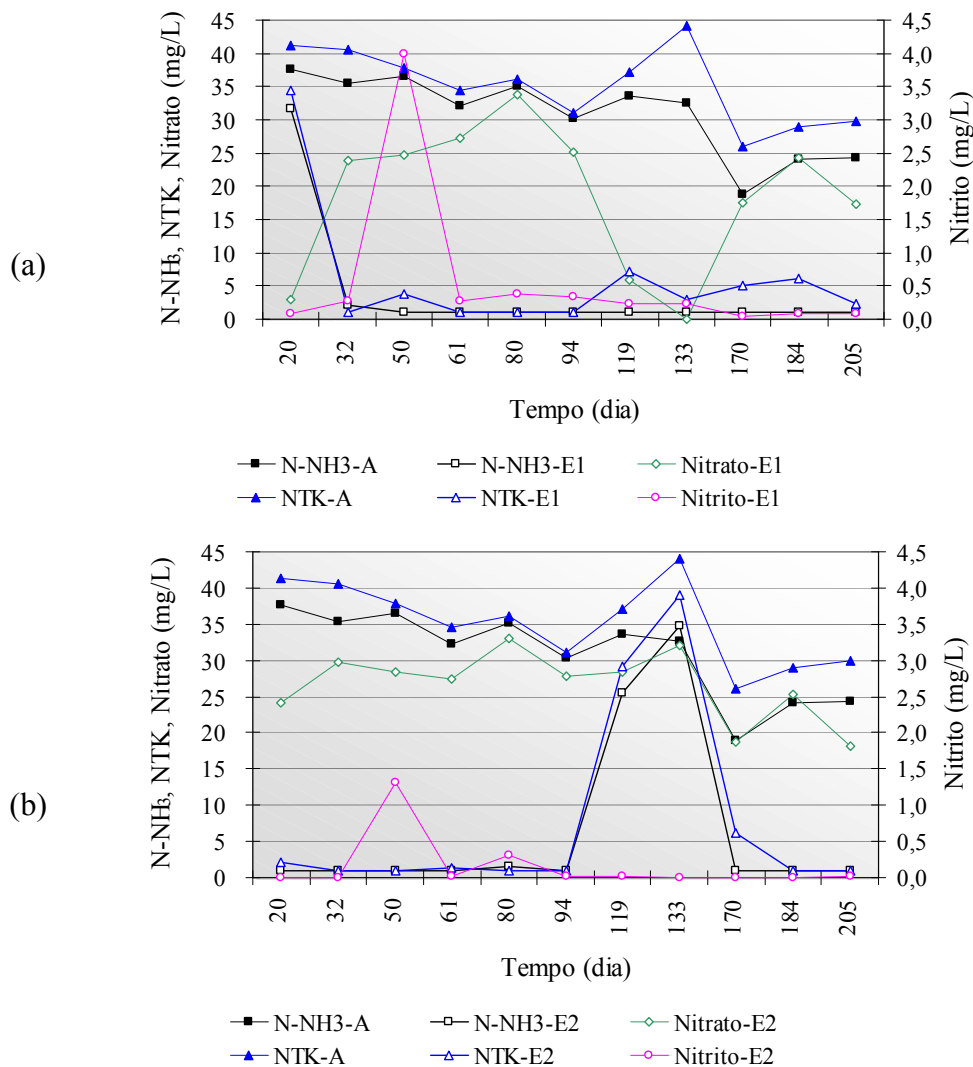


Figura 5.12: Variação temporal das concentrações de $N-NH_3$, NTK, nitrito e nitrato no afluente e efluentes dos biofiltros - (a) BF1, (b) BF2

Neste período, o reator UASB funcionou precariamente devido a problemas na elevatória de esgoto bruto, culminando com a paralisação da ETE por dois dias consecutivos. Como consequência, houve interrupção no fornecimento de afluente aos BFs. Por outro lado, o processo de nitrificação no BF2 manteve-se estável e a possível desnitrificação ocorrida nesta unidade não fica evidente devido ao acréscimo de NTK no afluente. A observação da Figura 5.3 e Figura 5.5 atesta a tendência de queda do pH e consumo de alcalinidade neste período.

A diferença entre as concentrações médias de NTK no efluente e no afluente de cada biofiltro resulta em 29,2 mg/L e 27,2 mg/L para o BF1 e BF2 respectivamente, correspondendo ao NTK consumido. Em média, a concentração de N-nitrato no BF2 foi de 26,7 mg/L, valor este muito próximo ao NTK consumido na unidade. No efluente do BF1 verifica-se uma concentração média de N-nitrato de 18,5 mg/L frente aos 29,2 mg/L de NTK consumido. Este resultado indica que no BF2 uma parcela considerável de nitrogênio consumido foi convertida para as formas mais oxidadas. Em termos médios, o mesmo não pode ser concluído para o BF1. Considerando o incremento na carga de nitrogênio aplicada aos BFs no período crítico, comprovado pela concentração de NTK, e a redução na concentração de N-nitrato no efluente do BF1, fica comprovado a ocorrência da desnitrificação nesta unidade.

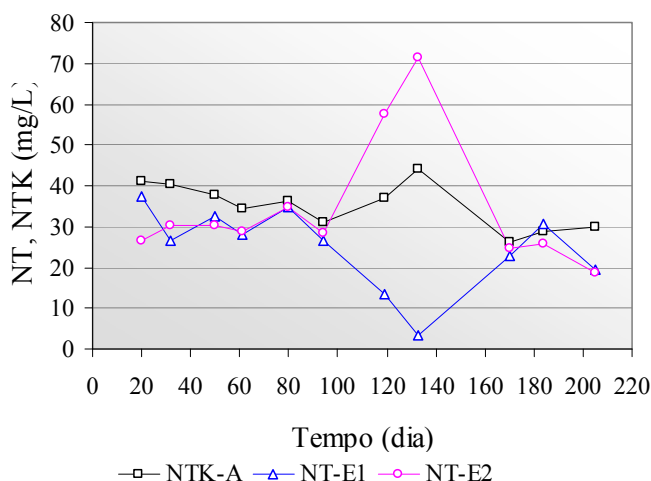


Figura 5.13: Variação temporal da concentração de NTK no afluente e do nitrogênio total nos efluentes dos biofiltros

Tomando apenas as concentrações de N-NH₃ no afluente e de OD no efluente dos BFs, verifica-se uma relação média entre O₂/N-NH₃ de 0,17 e 0,22 para o BF1 e BF2 respectivamente. Conforme comentado por Gonçalves *et. al* (2001), relações O₂/N-NH₃ inferiores a 0,3 podem ser determinantes na estrutura do biofilme aeróbio, favorecendo a oxidação da matéria orgânica em detrimento da nitrificação. A comparação entre os valores mostra um ligeiro decréscimo desta relação no afluente disponibilizado para o BF1.

Considerando a conversão do N-NH₃, o consumo de alcalinidade nos biofiltros foi de 2,7 mgCaCO₃/mgN-NH₃ e 3,0 CaCO₃/mgN-NH₃ no BF1 e BF2

respectivamente. Devido ao procedimento de adição de alcalinidade, estes valores podem não corresponder a real demanda dos sistemas. Um sistema contínuo de adição de alcalinidade, além de auxiliar o controle operacional, forneceria subsídios para o melhor entendimento do processo de nitrificação nos biofiltros.

Em relação à remoção de fósforo, apresenta-se a Tabela 5.10 e a Figura 5.14. A remoção de fósforo nos biofiltros foi reduzida, sendo que no efluente final verificou-se remoção média de 12% e 14% para o BF1 e BF2 respectivamente, com picos máximos de 25% e 39%.

Tabela 5.10: Resumo estatístico para fósforo total nos efluentes dos biofiltros

Parâmetro / Variáveis	Afluente BFs	BF1 ($\theta=5h$)		BF2 ($\theta=7,5h$)		
	A	E1	R1 (%)	E2	R2 (%)	
Fósforo ($mgPO_4^{-3}/L$)	Méd	10,5	10,2	12	9,2	14
	DP	4,4	4,2	12	4,4	16
	Máx	15,2	16,4	25	14,0	39
	Mín	5,9	5,1	>0	3,7	>0
	n	5	5		5	

Da observação da Figura 5.14 pode-se perceber que na amostra do 133º dia, o efluente do BF1 apresentou uma concentração de fósforo total superior àquela verificada no afluente. Este fato, conforme comentado anteriormente, pode estar relacionado à redução de eficiência no reator UASB e ao colapso ocorrido no BF1. O aumento na concentração de fósforo total no efluente do BF1 também pode estar relacionado com o arraste de biomassa da unidade.

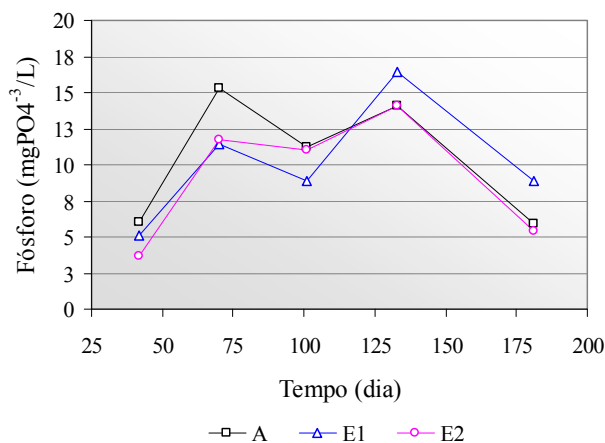


Figura 5.14: Variação temporal do fósforo nos efluentes dos biofiltros

5.3.5 Remoção de sólidos

A seguir são discutidos os resultados em relação à concentração de sólidos nos efluentes dos biofiltros. Em diversas situações constatou-se um aumento na concentração de sólidos nos efluentes finais das unidades. Naquelas em que foi possível associar os resultados com problemas operacionais, optou-se por descartá-los para o cálculo da eficiência de remoção.

A Tabela 5.11 resume dos dados obtidos para as concentrações de ST, STV, STF e eficiências de remoção nos efluentes das unidades. Da mesma maneira, a Tabela 5.12 apresenta o resumo para SST, STV, STF e eficiências de remoção nos efluentes.

Tabela 5.11: Concentrações de sólidos totais e eficiências de remoção nos efluentes dos biofiltros

Parâmetro / Variáveis		Afluente A	BF1 ($\theta=5h$)		BF2 ($\theta=7,5h$)	
			E1	R1 (%)	E2	R2 (%)
ST (mg/L)	Méd	516	441	17	484	11
	DP	120	106	17	97	11
	n	18	18	17	17	14
STV (mg/L)	Méd	329	310	17	323	16
	DP	127	100	26	111	15
	n	18	18	13	17	11
STF (mg/L)	Méd	187	55	40	160	35
	DP	76	42	21	69	24
	n	18	18	15	17	11

Tabela 5.12: Concentrações de sólidos suspensos e eficiências de remoção nos efluentes dos biofiltros

Parâmetro / Variáveis		Afluente A	BF1 ($\theta=5h$)		BF2 ($\theta=7,5h$)	
			E1	R1 (%)	E2	R2 (%)
SST (mg/L)	Méd	83	44	49	39	74
	DP	57	39	35	34	14
	n	18	16	14	17	13
SSV (mg/L)	Méd	16	2	82	7	63
	DP	30	17	29	13	39
	n	18	16	16	17	10
SSF (mg/L)	Méd	66	43	52	31	75
	DP	42	29	34	33	19
	n	18	16	13	17	13

No BF1, a eficiências de remoção para ST e SST foram de 17% e 49% respectivamente. No BF2, estas eficiências resultaram em 11% para ST e 74% para

SST. As concentrações de SST nos efluentes foram em média de 44 mg/L no BF1 e 39 mg/L no BF2.

A Figura 5.15 ilustra o comportamento de ST e SST nos biofiltros. De maneira geral, verifica-se que as concentrações de ST nos efluentes finais foram semelhantes ou ligeiramente inferiores daquele observado no afluente. As análises de sólidos realizadas nos dias 129º e 164º ficaram comprometidas em função dos diversos problemas ocorridos neste período, sendo omitidos dos gráficos. A eficiência de remoção de SST nos biofiltros está representada pela Figura 5.16.

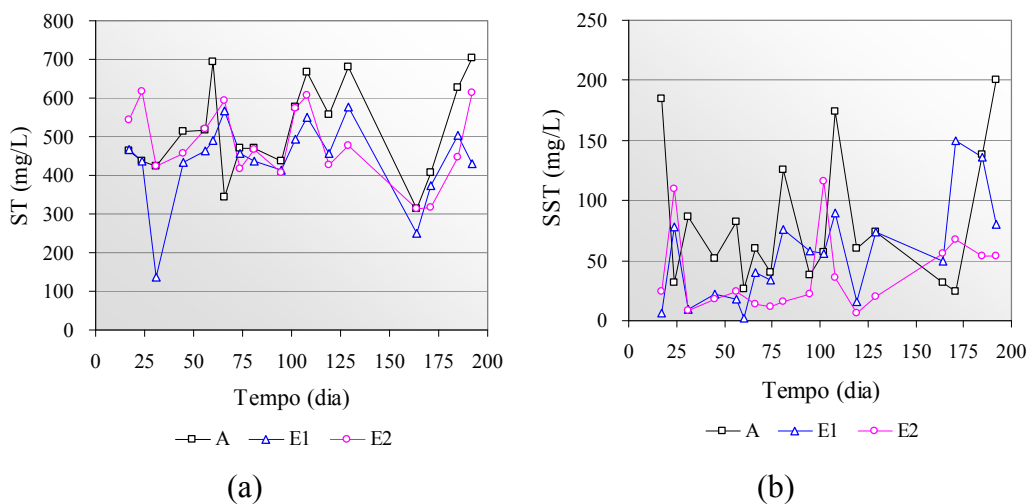


Figura 5.15: Variação temporal da concentração sólidos totais nos efluentes das unidades – (a) ST, (b) SST

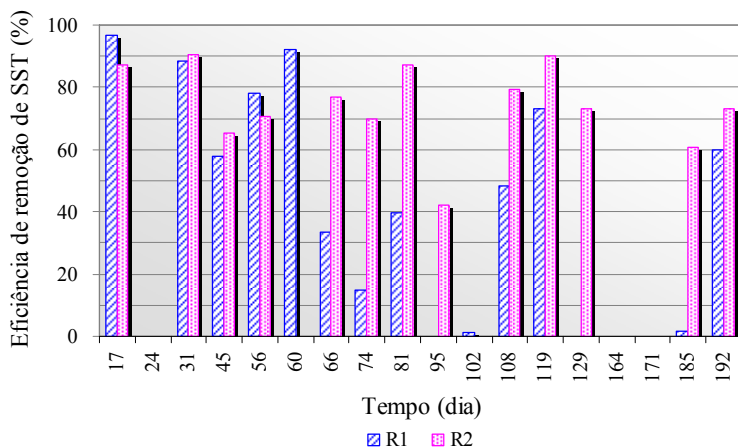


Figura 5.16: Eficiência de remoção de SST nos biofiltros

Nos períodos com funcionamento normal, as unidades proporcionaram

desempenhos semelhantes em relação à remoção de SST. O BF2, com um carregamento volumétrico inferior, mostrou-se mais regular frente aos problemas operacionais enfrentados.

A Figura 5.17 ilustra o comportamento da relação STV/ST nos efluentes dos biofiltros ao longo de período experimental. Do início até o 108º dia é mais evidente o gradual incremento no valor desta relação no efluente do BF1. Após a retrolavagem do 115º dia, as concentrações de SST retidos nas unidades sofreram redução acentuada.

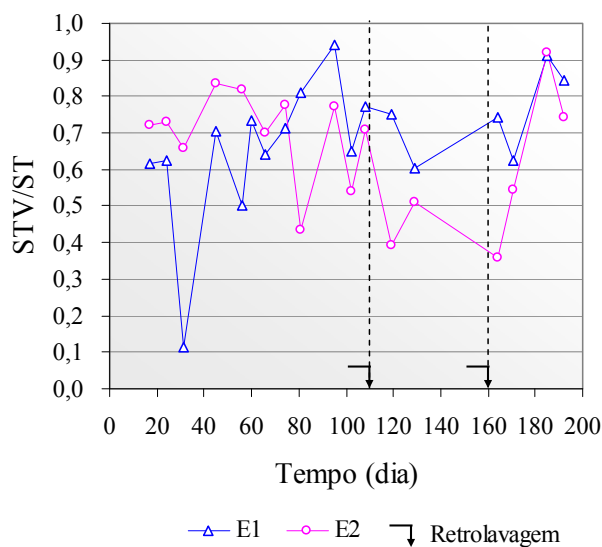


Figura 5.17: Variação temporal da relação STV/ST nos efluentes dos biofiltros

Os dados que antecederam a retrolavagem do 160º dia, prejudicados em função dos problemas anteriormente mencionados, não permitem que seja feita a mesma análise da primeira retrolavagem. Por outro lado, pode-se concluir pela necessidade de realização de nova retrolavagem caso o experimento continuasse além do 200º dia. A média da relação STV/ST para os efluentes dos biofiltros resultaram em 0,67, valor este próximo ao indicado por Gonçalves *et. al* (2001).

5.3.6 Análise do acúmulo de lodo

Cabe destacar que a estimativa da produção e acúmulo de lodo nos biofiltros preenchidos com carvão granular é parcial, necessitando ser comprovada em outros experimentos. Os dados obtidos nas análises de sólidos também foram utilizados para a quantificação do acúmulo de lodo nas unidades. A Tabela 5.13 mostra aos

carregamentos volumétricos aplicados e removidos em termos de SST para os dados disponíveis. Foram desconsiderados os resultados inconsistentes ou aqueles provenientes de coletas de dias com problemas operacionais.

Tabela 5.13: Carregamentos volumétricos aplicados e removidos nos biofiltros em termos de SST

Parâmetro / Variáveis		Aplicado		Removido	
		BF1	BF2	BF1	BF2
Cv (gSST/m ³ .dia)	Méd	400	262	242	230
	DP	278	182	250	157
	n	18	18	14	14

Considerando os dados da Tabela 5.7, pode-se obter relações de 0,57 kgSST/kgDQO_b removida e 0,80 kgSST/kgDQO_b removida para os biofiltros BF1 e BF2 respectivamente.

Para a quantificação do lodo acumulado e descartado na retrolavagem, consideraram-se apenas os dados de SST da retrolavagem realizada no 108º dia. Os dados da retrolavagem do 160º foram desconsiderados pelos motivos já explicados anteriormente. Tomando-se a diferença entre o valor de SST que antecedeu a retrolavagem e o primeiro valor obtido após o mesmo, o lodo acumulado no interior dos biofiltros resultam em 1,57 kgSST/m³ de leito e 0,64 kgSST/m³ de leito para o BF1 e BF2 respectivamente. Note-se que estes valores referem-se apenas a retrolavagem do 108º dia. Haveria a necessidade de investigação da quantidade de sólidos descartados nas operações diárias de descargas de fundo. Além disso, na ocorrência de outras retrolavagens, estas também seriam importantes para a quantificação dos sólidos acumulados. Este resultado, portanto, é apenas ilustrativo e representa apenas a quantidade de lodo nos biofiltros naquele determinado momento operacional.

A estimativa da biomassa retida no interior dos biofiltros, realizada conforme descrito no Capítulo 4, também foi insuficiente. Os dados a seguir são ilustrativos e pontuais, e apesar de indicarem uma tendência, devem ser vistos com cautela. A validação destes resultados deve apoiar-se em outros ensaios semelhantes. Os resultados da análise realizada entre os dias 192º e 194º dias pelo procedimento descrito por Cheng e Chen (1994) e Chen e Chen (2000) estão resumidos na Tabela 5.14.

Tabela 5.14: Biomassa retida nos biofiltros – método Cheng et. al, 1995

Altura (cm)	Produção específica biomassa (gSSV/kgCAG)	
	BF1	BF2
49,5	6,86	9,25
93,5	3,75	9,96
137,5	3,21	2,92

A Tabela 5.15 resume os resultados obtidos para a biomassa retida no interior dos biofiltros através do método alternativo baseado na determinação de sólidos totais e sólidos totais fixos. Os resultados baseiam-se na Equação (4.1) apresentada anteriormente. Comparando-se os resultados obtidos pelos diferentes métodos, pode-se constatar que estes são da mesma ordem de grandeza.

Tabela 5.15: Biomassa retida nos biofiltros - método alternativo

Altura (cm)	Produção específica biomassa (gSSV/kgCAG)	
	BF1	BF2
49,5	8,16	9,55
93,5	0,50	14,67
137,5	4,12	5,05

A Figura 5.18 ilustra a quantidade de biomassa acumulada no leito de carvão ao longo das alturas dos biofiltros para os dois métodos analisados.

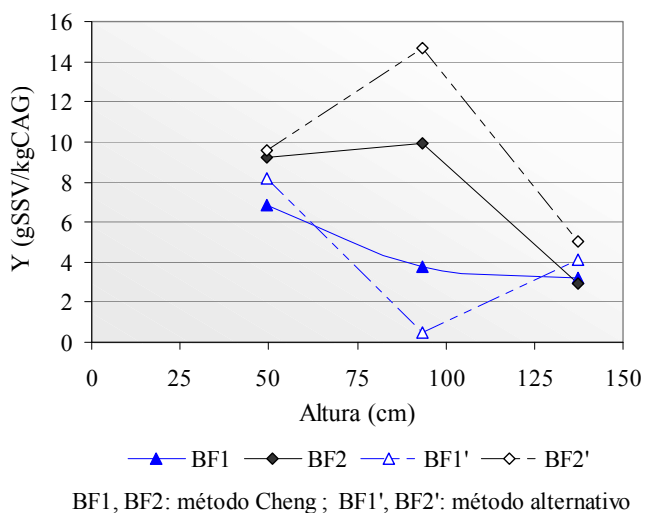


Figura 5.18: Biomassa retida ao longo das alturas dos biofiltros

A redução de biomassa no BF1 pode relacionar-se com a queda do desempenho da unidade frente aos problemas operacionais ocorridos. A redução de biomassa no topo dos biofiltros também pode ser explicada pela maior facilidade de desprendimento e carreamento dos sólidos e do excesso de biomassa através do leito de carvão pela passagem do efluente. Não é demais lembrar que esta análise é pontual e seu resultado é apenas indicativo. O escopo inicial de experimentos, além de incluir outras análises como esta, incluía o balanço de massa entre os sólidos dos efluentes finais, dos efluentes das descargas de fundo, dos efluentes das retrolavagens e finalmente dos sólidos acumulados nos biofiltros ao longo do período operacional.

5.3.7 Análise da variação temporal de matéria orgânica

Os dados obtidos na análise temporal são apresentados no ANEXO D. A Figura 5.19 mostra a variação horária da temperatura, OD, pH e DQO nos afluentes e efluentes das unidades das amostras coletadas entre os dias 27 e 29 de setembro de 2006, correspondendo aos 50º, 51º e 52º dias operacionais. Nos gráficos a seguir, a hora zero (0) corresponde às 18 horas do dia 26.

Neste período, a temperatura ambiente oscilou entre 24 °C e 31 °C. A temperatura no esgoto bruto (B) manteve-se com variações de praticamente 2 °C. O afluente aos BFs (A) no reservatório intermediário, acompanhou a variação da temperatura ambiente, mas permaneceu sempre cerca de 5 °C abaixo da mesma. As oscilações de temperatura foram atenuadas nos efluentes dos BFs (E1 e E2), mantendo variações de até 3,5 °C entre a mínima e a máxima. Pode-se perceber uma defasagem nos picos de temperatura dos efluentes entre 4 horas e 8 horas.

Em relação à concentração de OD, claramente observa-se uma redução progressiva nos valores nos efluentes dos BFs, que pode ser resultado da colmatação na pedra porosa ou entupimento do registro de agulha. Na hora 36, optou-se por abrir o registro de agulha, o que produziu uma elevação na concentração de OD do efluente do BF1. Porém, houve também um arraste de finos de carvão e provavelmente de lodo, detectável a olho nu. Este procedimento refletiu-se com uma queda no pH e acréscimo na DQO. Nas horas seguintes, o registro de agulha foi paulatinamente ajustado para reduzir a concentração de OD no efluente do BF1, até atingir cerca de 4 mg/L. Como o sistema de aeração é compartilhado, as interferências provocadas refletiram-se no BF2,

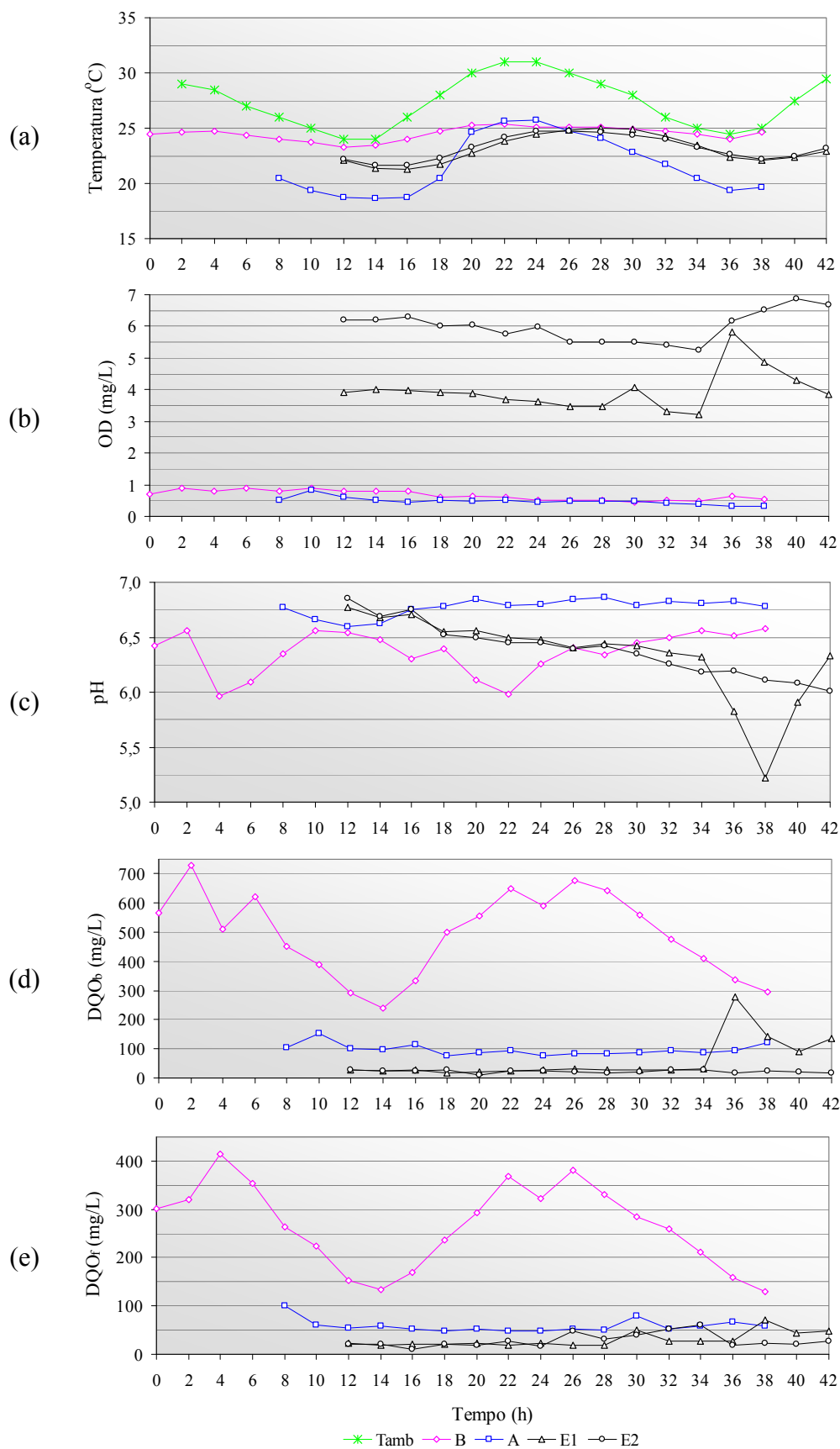


Figura 5.19: Variação horária nos afluentes e efluentes das unidades a partir das 18h dos 50º dia operacional - (a) temperatura, (b) OD, (c) pH, (d) DQOb, (e) DQOf

com uma elevação na concentração de OD no efluente. Ao modificar a abertura do registro de agulha que controla a vazão de ar no BF1, a perturbação pode ter proporcionado a desobstrução nos acessórios (registro de agulha e pedra porosa) do BF2.

Não houve adição de alcalinizante neste período. O pH no afluente aos BFs (efluente do reator UASB), manteve-se estável frente as oscilações do pH do esgoto bruto. Nos efluentes dos BFs, ocorreu uma redução progressiva no valor do pH. Entre a hora 12 e a hora 34, o pH reduziu-se de 6,75 para 6,25 aproximadamente. Este resultado pode estar relacionado com o consumo da alcalinidade, consequência do processo de nitrificação.

Enquanto no BF1 a interferência na vazão de aeração provocou abaixamento no pH do efluente, no BF2, a tendência de queda do pH manteve-se inalterada. O pH no efluente do BF1 voltou ao patamar original apenas 6 horas após a perturbação provocada. Considerando o comportamento da DQO, nota-se que os picos na concentração do esgoto bruto ocorrem entre as 18 e 22 horas do dia (hora 0 e 4 e hora 24 e 28 dos gráficos). A atividade no restaurante universitário do campus pode explicar este comportamento. O almoço ocorre diariamente a partir das 11h e o jantar a partir das 17:30h, com a preparação das refeições concentrando-se no período da manhã. Outra dificuldade é a estimativa do tempo total decorrido desde o lançamento dos efluentes do refeitório, elevatória de esgoto bruto e a chegada no reator UASB. Outrossim, constata-se que os picos no afluente ao reator UASB são cíclicos e ocorrem a cada 24 ± 2 horas. Por outro lado, a concentração no efluente do reator UASB manteve-se estável, em torno de $100 \text{ mgDQO}_b/\text{L}$ e $50 \text{ mgDQO}_f/\text{L}$. Em função disso, os BFs mantiveram um desempenho regularizado na remoção de DQO. O problema ocorrido no BF1 na hora 34 refletiu-se na seqüência das análises, sendo que até o término do experimento, o desempenho deste ainda não havia se normalizado.

Como esperado, a atenuação das cargas orgânicas proporcionadas pelo reator UASB manteve os BFs com um desempenho mais uniforme. Excluindo-se as situações com problemas operacionais, a coleta de amostras nos afluentes e efluentes no mesmo horário, sem considerar o tempo de detenção das unidades não afeta a análise global do desempenho de remoção de matéria orgânica nos reatores.

5.4 VIABILIDADE ECONÔMICA

A seguir são apresentados os resultados do pré-dimensionamento das unidades de pós-tratamento, resumos dos custos de implantação e operacionais e o resultado análise da viabilidade econômica. Os cálculos que envolvem o pré-dimensionamento do módulo padrão podem ser conferidos no ANEXO E.

5.4.1 Custos da unidade de tratamento

A Tabela 5.16 apresenta um resumo dos custos das unidades de pós-tratamento agrupados em módulos de tratamento (biofiltros), sistema de aeração e sistema de solução alcalinizante.

Tabela 5.16: Custo dos sistemas em função do porte do pós-tratamento

Sistemas	Porte da unidade de pós-tratamento (habitantes)							
	25.000		50.000		100.000		200.000	
	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)
Tratamento (biofiltro)	593.965	86,6	1.137.141	86,4	2.212.242	87,0	4.346.415	86,9
Aeração	58.082	8,5	133.164	10,1	249.328	9,8	498.655	10,0
Solução alcalinizante	33.491	4,9	45.995	3,5	81.055	3,2	154.236	3,1
Total	685.538	100,0	1.316.299	100,0	2.542.624	100,0	4.999.307	100,0

O módulo de tratamento (biofiltros) corresponde em média a 86% do custo total da unidade de pós-tratamento. Na seqüência das análises, conforme já comentado, será adicionado um percentual de 15% sobre o custo total da unidade para equipamentos elétricos não previstos. A estimativa do custo dos equipamentos elétricos não previstos tomou como base os valores da Tabela 5.16.

5.4.2 Custos de implantação

A Tabela 5.17 apresenta os custos de implantação para as unidades de pós-tratamento estudadas. O custo representado pelo leito filtrante de carvão antracitoso é relevante e equivalente ao custo das estruturas de concreto. Neste estudo, a somatória dos custos das categorias leito filtrante, estruturas de concreto e impermeabilização correspondeu, em média a 56% do custo total de implantação e 71% do custo da unidade de tratamento. Oliveira (2004) já havia constatado que enquanto o concreto

armado e os equipamentos têm impacto relevante no custo de sistemas compostos por reatores ou tanques, o impacto do custo do terreno é significativamente menor.

Tabela 5.17: Custo de implantação das unidades de pós-tratamento

Custos	Porte da unidade de pós-tratamento							
	25.000 hab.		50.000 hab.		100.000 hab.		200.000 hab.	
	43,4 L/s		86,8 L/s		173,6 L/s		347,2 L/s	
	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)
Leito filtrante	193.399	21,2	386.798	22,7	773.597	24,1	1.547.194	24,9
Estruturas de concreto	184.913	20,3	336.527	19,8	627.210	19,5	1.175.453	18,9
Impermeabilização	111.217	12,2	220.322	13,0	428.888	13,4	858.188	13,8
Equipamentos elétricos	102.831	11,3	197.445	11,6	381.394	11,9	749.896	12,1
Tubulação e acessórios	77.076	8,5	150.952	8,9	299.504	9,3	599.008	9,6
Equipamentos	42.300	4,6	93.300	5,5	165.100	5,1	330.200	5,3
Edificações	31.267	3,4	54.909	3,2	106.004	3,3	204.382	3,3
Segurança	32.416	3,6	48.444	2,8	93.662	2,9	187.323	3,0
Serviços	11.183	1,2	22.049	1,3	43.321	1,3	86.880	1,4
Pintura	1.767	0,2	2.998	0,2	5.339	0,2	10.679	0,2
Subtotal	788.369	86,5	1.513.744	89,0	2.924.018	91,1	5.749.203	92,6
Eventuais	39.418	4,3	75.687	4,5	146.201	4,6	287.460	4,6
Projetos	80.000	8,8	105.000	6,2	130.000	4,0	155.000	2,5
Terreno	4.000	0,4	6.000	0,4	10.000	0,3	20.000	0,3
Total	911.788	100,0	1.700.431	100,0	3.210.219	100,0	6.211.663	100,0

A Figura 5.20 ilustra o comportamento do custo das unidades em função do porte e vazão de tratamento.

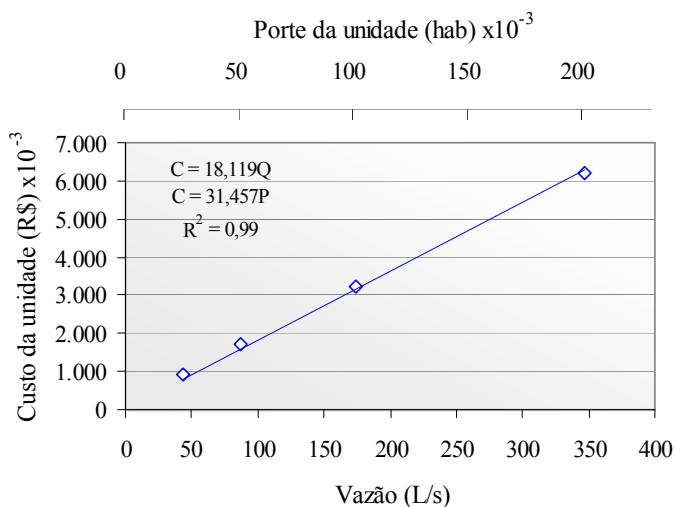


Figura 5.20: Custo da unidade de tratamento com biofiltros em função do porte e vazão do pós-tratamento

O ajuste linear dos pares “custo x capacidade” das unidades de tratamento pré-dimensionadas, considerando os custos com equipamentos elétricos e eventuais, resulta nas Equações (5.1) e (5.2).

$$C = 18,119 \cdot Q \quad (5.1)$$

$$C = 31,457 \cdot P \quad (5.2)$$

C : custo da unidade de tratamento (R\$);

Q : vazão de esgoto tratado (L/s);

P : porte da unidade de tratamento (habitantes)

Apesar dos cuidados e considerações empregados no pré-dimensionamento das unidades de pós-tratamento, verifica-se que os custos destas unidades crescem linearmente com o porte das unidades. Esperava-se que o efeito do aumento de escala fosse resultar no abatimento dos custos. Porém, alguns fatores podem explicar este resultado.

Observando a Tabela 5.17 nota-se que os custos que envolvem o leito filtrante de carvão, as estruturas de concreto, a impermeabilização representam, em média, a 56% do custo total de implantação. Os percentuais que envolvem estas três categorias variam pouco para os quatro portes de unidades pré-dimensionadas. A quantidade de leito filtrante é realmente proporcional ao porte da unidade. As estruturas de concreto e impermeabilizações sofreram reduções com o aumento do porte das unidades, mas a reduções nos quantitativos não foram expressivos. Também não foram consideradas possíveis reduções no custo unitário de itens como concreto, aço e fôrmas. Ao percentual médio de 56% das três categorias principais devem ser somados os percentuais correspondentes aos custos dos equipamentos elétricos e eventuais. Estes foram estimados com percentuais fixos e baseados nos valores totais de cada porte de unidade, e em média, representam 16% do custo total de implantação. Ou seja, os custos envolvendo o leito filtrante, estruturas de concreto, impermeabilizações, equipamentos elétricos e eventuais são da ordem de 71% do custo total de implantação de cada unidade.

Outro detalhe é que a unidade de pós-tratamento para 200.000 habitantes é composta por dois conjuntos de tratamento da unidade de 100.000 habitantes, e, portanto, não é contemplada pelas reduções de elementos comuns. Note-se que a unidade de tratamento (biofiltros) representa aproximadamente 87% do custo total dos sistemas (Tabela 5.16).

5.4.3 Custos operacionais

A Tabela 5.18 resume os custos operacionais anuais para as unidades de pós-tratamento.

Dentre os custos operacionais estimados, aquele que envolve a energia elétrica é o de maior impacto. Neste estudo, o montante que envolveu o custo da energia elétrica, tanto consumo quanto demanda, resultou em percentuais que variaram de 34% a 50% dos custos operacionais anuais.

Tabela 5.18: Custos operacionais anuais para as unidades de pós-tratamento

Custos operacionais (anual)	Porte da unidade de pós-tratamento							
	25.000 hab.		50.000 hab.		100.000 hab.		200.000 hab.	
	43,4 L/s		86,8 L/s		173,6 L/s		347,2 L/s	
	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)	(R\$)	(%)
Energia Elétrica	62.396	33,9	145.480	45,7	262.708	49,6	525.416	50,8
Funcionários	68.340	37,2	68.340	21,5	91.120	17,2	159.460	15,4
Consumo de cal	23.684	12,9	47.369	14,9	94.738	17,9	189.475	18,3
Manutenção	23.651	12,9	45.412	14,3	58.480	11,0	114.984	11,1
Reposição do leito filtrante	5.746	3,1	11.491	3,6	22.982	4,3	45.965	4,4
Total	183.817	100,0	318.092	100,0	530.028	100,0	1.035.300	100,0

O critério escalonado utilizado no dimensionamento do número de funcionários reduz a importância deste no custo operacional à medida que o porte da unidade aumenta. Os custos de manutenção e reposição do leito filtrante também são funções dos índices estimados.

5.4.4 Fluxos de caixa

A elaboração dos fluxos de caixa baseou-se nos custos de implantação e operacionais. A Tabela 5.19 resume a base de cálculo e o valor anual da depreciação

dos equipamentos para as unidades de pós-tratamento.

Tabela 5.19: Base de cálculo e depreciação anual dos equipamentos

Base e depreciação anual dos equipamentos	Porte da unidade de pós-tratamento (hab.)			
	25.000	50.000	100.000	200.000
	(R\$)	(R\$)	(R\$)	(R\$)
Base de cálculo	42.300	93.300	165.100	330.200
Depreciação anual	2.115	4.665	8.255	16.510

A depreciação anual de equipamentos não incluiu a estimativa de custos com equipamentos elétricos. À medida que os equipamentos plausíveis de depreciação sejam conhecidos, estes devem ser inclusos no computo da depreciação, uma vez que estes interferem no cálculo do lucro tributável.

Como exemplo, apresenta-se a Tabela 5.20 com o fluxo de caixa da unidade de pós-tratamento de 50.000 habitantes, para um horizonte de projeto de 20 anos e taxa de juros de 11% ao ano, com receitas anuais ajustadas para anular o valor do VPL.

Tabela 5.20: Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento para 50.000 habitantes

Taxa de juros		11%					
Alíquota de imposto		23%					
Período	Custos	Receitas	Fluxo de Caixa	Deprec.	Lucro Tributável	Imposto	Fluxo de Caixa Final
(ano)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)
0	Investimento =>		-1.700,43				-1.700,43
1	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
2	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
3	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
4	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
5	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
6	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
7	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
8	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
9	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
10	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
11	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
12	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
13	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
14	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
15	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
16	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
17	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
18	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
19	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
20	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
						VPL	0,000

A coluna custos apresenta o montante anual a ser gasto com a operação do sistema de pós-tratamento (valores negativos). A coluna receita mostra as estimativas anuais de receitas (valores positivos). A coluna fluxo de caixa inicia-se com o custo de investimento e nos demais períodos o fluxo de caixa é a diferença entre custos e receitas. A coluna fluxo de caixa final resume os valores de cada período descontados o imposto. Os valores das receitas anuais foram iterados até que o VPL resultasse nulo. No ANEXO I são apresentados os fluxos de caixa de todas as unidades de pós-tratamento estudadas.

A suposição de receitas anuais constantes facilitou a montagem dos fluxos de caixa, porém esta alternativa pode não corresponder necessariamente a uma situação real. O modelo utilizado considera uma vazão de esgotos de 150 L/dia por habitante, sem considerar as sazonalidades horárias, diárias e anuais. Também não é previsto o crescimento populacional durante o horizonte do projeto, o que acarretaria um incremento na vazão de esgoto afluente a ETE e conseqüentemente na previsão dos custos e receitas. Para os modelos estudados, deve-se considerar que a implantação de sistemas de pós-tratamento ocorreria em ETEs já existentes e com vazão de tratamento igual a capacidade nominal de projeto. Nesta situação, o volume de esgoto a ser recebido pelo sistema de pós-tratamento já seria conhecido e não sofreria reduções ou incrementos ao longo do horizonte de projeto considerado.

Outros estudos podem incorporar a estimativa do crescimento populacional e o incremento de vazão a ser tratada. Para tanto, a unidade de pós-tratamento deve também ser projetada para o incremento de vazão ao longo do horizonte de projeto. Estas incorreções implicam alterações no fluxo investimento, que pode ser, por exemplo, feito em etapas.

Com os fluxos de caixa resultante do modelo do VPL, explicitaram-se as receitas anuais em função do porte das unidades de pós-tratamento. A Tabela 5.21 apresenta o resumo das receitas mínimas para as unidades de pós-tratamento. Na mesma também são apresentados os valores correspondentes para o metro cúbico de esgoto tratado.

A receita mínima esperada para o retorno do investimento das unidades de pós-tratamento com biofiltro preenchido com carvão granular variou de R\$ 0,19/m³ a R\$ 0,25 /m³ de esgoto tratado. Estes resultados correspondem a incrementos mensais no custo de tratamento de R\$ 1,11; R\$ 0,99; R\$ 0,88 e R\$ 0,85 por habitante para unidades de pós-tratamento de 25.000, 50.000, 100.000 e 200.000 habitantes, respectivamente.

Tabela 5.21: Receita das unidades de pós-tratamento

Porte da unidade de pós-tratamento (hab.)	Volume tratado		Receita		
	(m ³ /dia)	(m ³ /ano)	(R\$×10 ³ /ano)	(R\$/m ³)	(R\$/hab.mês)
25.000	3.750	1.350.000	331,884	0,246	1,106
50.000	7.500	2.700.000	594,014	0,220	0,990
100.000	15.000	5.400.000	1.051,102	0,195	0,876
200.000	30.000	10.800.000	2.043,399	0,189	0,851

A Figura 5.21 ilustra o comportamento da receita mínima em função do porte da unidade de pós-tratamento. Os resultados do modelo foram ajustados com coeficiente de correlação de 0,94 a uma função logarítmica, conforme representados na Equação (5.3).

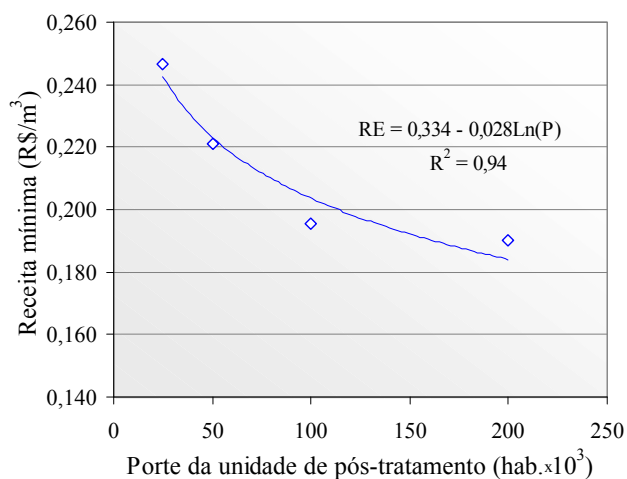


Figura 5.21: Receita mínima em função do porte da unidade de pós-tratamento

$$RE = 0,334 - 0,028 \cdot \ln(P) \tag{5.3}$$

RE : receita (R\$/m³);

P : porte da unidade de tratamento (habitantes)

Além das restrições já explicitadas, ressalta-se que não foram estimados os custos envolvendo o tratamento do lodo gerado na unidade de pós-tratamento.

Apesar das restrições impostas no estudo de viabilidade econômica, os resultados permitem concluir que o custo do leito de carvão antracitoso é relevante no montante total do investimento. O estudo também fornece subsídios para outras análises complementares em que se deseje analisar a viabilidade econômica de sistemas de tratamento ou pós-tratamento de esgotos. Deve-se sempre considerar que os valores obtidos são balizados pelas restrições e considerações feitas na elaboração do modelo. Em termos de valores, o resultado obtido é o mínimo a partir do qual se deve iniciar a discussão do emprego de sistemas de pós-tratamento com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular antracitoso. Desta maneira, os valores resultantes do presente estudo de viabilidade econômica não devem ser utilizados diretamente em casos reais que se deseje avaliar o emprego do biofiltro com carvão em sistemas de pós-tratamento.

Outra questão diz respeito à resistência mínima a abrasão do carvão granular antracitoso. O contínuo contato do líquido e do ar com o leito filtrante pode acarretar um desgaste significativo nos grãos de carvão, alterando a curva granulométrica e originando uma maior quantidade de material fino (DI BERNARDO, 2005). Portanto, a durabilidade do leito de carvão granular antracitoso frente ao problema de desgaste à abrasão deve ser cuidadosamente investigada.

6 CONCLUSÕES

O principal resultado deste trabalho foi a confirmação da viabilidade técnica de emprego do biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular quando empregado no pós-tratamento de efluente proveniente de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo. As vantagens em termos operacionais, de geração de lodo e de espaço físico para implantação frente a outros sistemas como o de lodos ativados podem compensar outros quesitos como o consumo de energia para o sistema de aeração. Por outro lado, o custo do carvão é relevante e equivalente ao custo das estruturas de concreto armado. Neste trabalho, a qualidade do efluente final e a estabilidade operacional do biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular reforçam a condição desta unidade como alternativa viável a ser considerada na concepção de sistemas de pós-tratamento de esgotos sanitários.

Nas condições deste trabalho, os melhores resultados obtidos e relacionados ao biofiltro com TDH de 7,5 h (volume considerado de 47,2 L) resultaram efluente com valores médios de 45 mgDQO_b/L, 1,7 mgN-org/L e 39 mgSST/L, que correspondem a eficiências médias de remoção de 66%, 69% e 74% respectivamente.

As diferenças entre os desempenhos dos biofiltros, tanto em relação à remoção de matéria orgânica quanto das frações de nitrogênio, foram significantes. Dois fatores principais podem explicar os comportamentos distintos. Em primeiro lugar, o TDH diferenciado, sugerindo que o BF1 pode ter operado próximo ao limite do TDH viável. Em segundo lugar, a taxa de aeração fornecida aos sistemas, que no BF1 foi consideravelmente menor que no BF2, proporcionando diferentes condições aeróbias no interior dos biofiltros.

A análise da viabilidade econômica do emprego de pós-tratamento com biofiltro

aerado submerso preenchido com carvão granular antracitoso mostrou que a receita mínima varia entre R\$ 0,25 e R\$ 0,19 por metro cúbico de esgoto tratado, para sistemas com porte entre 25.000 e 200.000 habitantes, para o horizonte de projetos de 20 anos e taxa de juro anual de 11%.

Em relação aos resultados específicos do trabalho, é possível depreender as seguintes conclusões:

- a. Em relação à matéria orgânica e sólidos, o BF1, com TDH de 5h no volume de 49,2 L, apresentou eficiências médias de remoção de 64% e 49% para DQO e SST, respectivamente. A eficiência global do sistema UASB+BF1 foi de 86% para DQO. Com um COV médio aplicado de $0,62 \text{ kgDQO}_b/\text{m}^3.\text{dia}$ e afluente com DQO_b de $135 \pm 40 \text{ mg/L}$, obteve-se efluente final com DQO_b de $47 \pm 26 \text{ mg/L}$. Por outro lado, o BF2 (TDH de 7,5h) apresentou eficiências médias de remoção de 66% e 74% para DQO e SST, respectivamente. A eficiência global do sistema UASB+BF2 foi de 89% para DQO. Com um COV médio aplicado de $0,42 \text{ kgDQO}_b/\text{m}^3.\text{dia}$ e afluente com DQO_b de $135 \pm 40 \text{ mg/L}$, obteve-se efluente final com DQO_b de $45 \pm 31 \text{ mg/L}$;
- b. Apesar dos problemas operacionais, constatou-se a ocorrência do processo de nitrificação nos biofiltros, com queda do pH e consumo de alcalinidade. O BF2, menos susceptível aos problemas, obteve efluente com valores médios de $7,4 \text{ mgN}_\text{TK}/\text{L}$, $5,7 \text{ mgN-NH}_3/\text{L}$ e $1,7 \text{ mgN-org}/\text{L}$, que correspondem a eficiências de remoção de 81%, 83% e 69% respectivamente;
- c. Os carregamentos orgânicos volumétricos impostos aos biofiltros proporcionaram boas eficiências na remoção de matéria orgânica. Por outro lado, o BF1 mostrou-se menos estável que o BF2 frente aos diversos problemas operacionais ocorridos durante o período avaliado;
- d. O aumento da taxa de carregamento orgânico no biofiltro em relação àquelas impostas às unidades experimentais é possível desde que o funcionamento da unidade seja regular e o controle operacional aprimorado;
- e. A análise da biomassa nos biofiltros correspondeu a uma análise parcial. A estimativa da biomassa acumulada nos biofiltros ficou compreendida entre 0,6 e 0,8 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}_b$ removida. Nas operações de lavagem, a biomassa retida foi

estimada entre 1,57 kgSST/m³ de leito e 0,64 kgSST/m³ de leito para o BF1 e BF2 respectivamente;

- f. Em termos de DQO, ficou comprovada a capacidade do reator UASB em atenuar as variações horárias do esgoto bruto, contribuindo para um melhor desempenho dos biofiltros. Além disso, o efeito da atenuação de cargas facilita o controle operacional na unidade de pós-tratamento;
- g. O estudo de viabilidade econômica revelou que o custo do leito de carvão granular antracitoso é da ordem de 23% do custo total de implantação e equivale ao custo das estruturas de concreto;
- h. Apesar das restrições impostas, a análise da viabilidade econômica forneceu uma estimativa do impacto financeiro para a implantação de sistemas pós-tratamento que empreguem o biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular antracitoso para populações de até 200.000 habitantes.

7 SUGESTÕES

A partir dos resultados obtidos e com vistas ao emprego do biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular em sistemas de pós-tratamento de esgoto sanitário, propõem-se:

- i. Estudar a hidrodinâmica do biofiltro experimental, de maneira a fornecer subsídios ao aumento de escala da unidade;
- ii. Aperfeiçoar as condições operacionais do BF preenchido com carvão, como carregamento orgânico volumétrico, taxa de aplicação superficial, taxa de aeração;
- iii. Operar o biofiltro com um sistema contínuo de fornecimento de alcalinidade, o que também contribuirá para o aperfeiçoamento do sistema;
- iv. Avaliar a produção de biomassa no meio suporte durante períodos mais prolongados;
- v. Aprofundar o monitoramento ao longo da altura do biofiltro, incluindo análises de desempenho e variáveis de controle;
- vi. Avaliar a microbiologia ao longo da altura do reator e a capacidade do BF preenchido com carvão em relação à retenção de patógenos;
- vii. Estimar os custos com o tratamento do lodo gerado no pós-tratamento e o conseqüente impacto financeiro no estudo de viabilidade econômica;
- viii. Avaliar a durabilidade do meio suporte.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AISSE, M.M., NOLASCO, M.A., ANDREOLI, F.D.N., LOBATO, M.B., SAVELLI, C.S., JURGENSEN, D., ALÉM SOBRINHO, P. (2000). *Pós-Tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB*. In: Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, IV, Recife. Anais, v.1, p. 321-327.
- APHA (2002). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21a ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington.
- ARAÚJO, J.C. (1995). *Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético*. São Carlos. 158p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ARAÚJO, V.L. de (1997). *Estudo de associação em serie de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e um biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário*. Vitória. 134p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- BAILEY, J.E.; OLLIS, D.F. (1986) *Biochemical engineering fundamentals*. 2nd edition. McGraw-Hill, New York.
- BOF, V. S; CASTRO, M. S. M. ; GONÇALVES, R. F (1999). *ETE UASB + biofiltro aerado submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB*. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1999. Anais. Rio de Janeiro, ABES, 1999. pp. 487-97.

-
- BOF, V.S., SANT'ANA, T.D., WANKE, R., SILVA, G.M., SALIM, F.P.C., NARDOTO, J.I.O., NETTO, E.S., PEGORETTI, J.M. (2001). *ETEs compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo*. In: Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa-PA.
- BRANCO, ANÍSIO C.C. (2005). *Matemática financeira aplicada: método algébrico, HP-12C, Microsoft Excel[®]*. 2ª. ed. rev. Pioneira Thomson Learning, São Paulo.
- BRYERS, J. D. (1988). *Modeling biofilm accumulation*. In: *Physiological models in microbiology*. Bazin, J.B. & Drossen, J.F. (Eds). Vol. II, cap. 11, p. 109-144. CRC Press.
- CAMPOS, J.R. (1989). *Remoção de DQO e de nitrogênio em um sistema de três reatores biológicos de filme fixo em série*. Dissertação (Livre Docente) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, SP.
- CAMPOS, J. R. (1994). *Alternativas para tratamento de esgotos – Pré-tratamento de águas para abastecimento*. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. Americana-SP, Brasil.
- CARVALHO Jr, ORLANDO (2004). *Aprimoramento de um biofiltro aerado submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.
- CHEN, C.Y., CHEN, S.D. (2000). *Biofilm characteristics in biological denitrification biofilm reactors*. Water Science and Technology. Vol. 41, N^o. 4, p. 147–154.
- CHENG, S.S. AND CHEN, W.C. (1994). *Methodology for determining the biomass in biofilm system*. Proceedings of 19th Conference on Wastewater Treatment Technology, Taichung, Taiwan, pp. 531–539.
- CHERNICHARO, CARLOS A. L. *et. al* (2001). *Pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos*, Projeto PROSAB, Belo Horizonte.
- CONSTRUÇÃO MERCADO, 2007. São Paulo, BR: PINI. Mensal, n^o. 74, ano 60. ISSN 1519-8898.

DI BERNARDO, L., DANTAS, A.D.B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2ª. edição. São Carlos, RiMA, 784 p.

EHRlich, Pierre J. *Engenharia Econômica*. São Paulo, Atlas, 1983.

GONÇALVES, R.F.; ZEGHAL, S.; SAMMUT, F.; ROGALLA, F. (1993). *Remoção de nutrientes de águas residuárias através de biofiltros submersos de alta taxa*. In: Anais do 17º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Natal-RN. pp. 3-20.

GONÇALVES, R.F. (1996). *Aspectos teóricos e práticos do tratamento de esgoto sanitário em biofiltros aerados com leito granular submerso*. Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal do Espírito Santo.

GONÇALVES R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Cap. 4: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme*. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, 544 p, 2001.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. (2005). *Tratamento de esgotos sanitários*. 4ª. edição. Rio de Janeiro, 2005. 932p.

LETTINGA, G. (1995). *Anaerobic digestion and wastewater treatment system*. Köner Antoine van Leeuwenhoek, vol. 67 pp. 3-28.

LING, X., HU, Y., WU, C., HU, G. (2006). *Performance of the hydrolyzation film bed and biological aerated filter (HFB-BAF) combined system for the treatment of low-concentration domestic sewage in south China*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Nº 81, pp. 128-135.

MACHDAR, I., HARADA, H., OHASHI, A., SEKIGUCHI, Y., OKUI, H., UEKI, K. (1997). *Novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries*. Water Science and Technology. Vol. 36, Nº. 12, pp. 189–197.

-
- MENDONÇA, S. R. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuais tratadas em sistemas de regadio*. 1ª. edição. Bogotá, McGraw-Hill Interamericana, 370p.
- METCALF & EDDY (2002). *Wastewater engineering treatment and reuse*, 4th ed. New York: McGraw-Hill, 1819p.
- MUGA, H.E., MIHELICIC J.R. (2007). *Sustainability of wastewater treatment technologies*. Journal of Environmental Management.
- NEWMAN, D.G. & LAVELLE, J.P., (2000). *Fundamentos da engenharia econômica*. Rio de Janeiro, LTC – Livros Técnicos e Científicos, 1ª. edição, 359p.
- OLIVEIRA, SONIA V.W.B. (2004). *Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário*. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo, USP. São Paulo.
- PACHECO, AMAZÍLIA A.B.A. (2002). *Metodologia de apoio à seleção do tipo de tratamento para efluentes domésticos de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- PAMPLONA, E.O.; CAVALCANTI FILHO, A. (1987). *Engenharia econômica I*. Apostila. Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá - MG.
- PARANÁ, BRASIL. Secretária do Meio Ambiente. *Resolução no. 001/2004-SEMA, 23 de janeiro de 2007. Estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências para empreendimentos de saneamento*. Diário Oficial do Estado, ed. n°. 7395Curitiba-PR, 23 janeiro 2007, pp. 87-91.
- POLANCO F.F., MÉNDEZ, E., URUEÑA, M.A., VILLAVERDE, S., GARCÍA P.A. (2000). *Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification*. Water Research. Vol. 34, Issue 16, pp. 4081-4089.
- PUJOL, R.; LEMMEL, H AND GOUSAILLES, M. (1998). *A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor*. Water Science and Technology, vol. 38, No. 3, pp. 43-49.

- ROTHER, E., CORNEL, P., ANTE, A., KLEINERT, P., BRAMBACH, R. (2002). *Comparison of combined and separated biological aerated filter (BAF) performance for pre-denitrification/nitrification of municipal wastewater*. Water Science and Technology. Vol. 46, N^o. 4-5, pp. 149–158.
- SCHMIDELL, W; ALMEIDA LIMA, U.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. (2001). *Biocologia Industrial*, Volume 2: Engenharia Bioquímica. Edgard Blücher Ltda., São Paulo.
- SITÔNIO, CAMILA P. (2001). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando biofiltro aerado submerso*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.
- SOARES, LEONARDO V. (2003). *Pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado utilizando biofiltro aerado submerso*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.
- SPEECE, R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology – for Industrial Wastewaters*. Archae Press, Nashville, Tennessee, 394p.
- THOGERSEN, T., HANSEN, R. (2000). *Full scale parallel operation of a biological aerated filter (BAF) and activated sludge (AS) for nitrogen removal*. Water Science and Technology. Vol. 41, N^o. 4-5, pp. 159–168.
- VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, 226p.
- VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. (1999). *O comportamento do sistema de lodo ativado*. Campina Grande – PB, 488p.
- VON SPERLING, M. (1995). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Coleção “Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de águas residuárias”*. Ed. DESA – UFMG, Belo Horizonte (MG), 243 p.

- VICTORIA, J. A. R. (1993). *Nitrificação de efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em filtro aeróbio*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 117p.
- YENDO, A.Y. (2003). *Uso de um biofiltro aerado submerso como unidade de pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio de curtume*. Ilha Solteira. Dissertação (Mestrado) Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual de São Paulo – Unesp.
- WINOGRADSKY, M.S. (1891). *Recherches sur les organismes de la nitrification*. Annals Institute Pasteur, Vol. 5, p.92.
- ZAIAT, M. (1996) *Desenvolvimento de reator anaeróbio horizontal de leito fixo para tratamento de águas residuárias*. São Carlos. SP. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

ANEXO A - Certificado de qualidade do carvão granular antracitoso



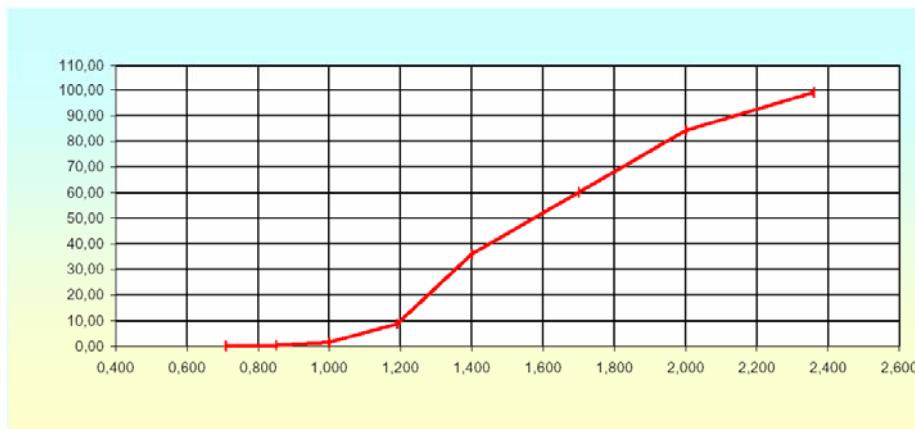
Indústria Carbonífera Rio Deserto Ltda

Divisão Laboratório

E-Mail: certi@riodeserto.com.br – Home Page: http://www.riodeserto.com.br

CERTIFICADO DA QUALIDADE		Nº: 0032/2006	
Identificação		Análise Físico-Química	
Tipo	Cata Tipo 632	Umidade Total (LAB 503)	1,30 %
Lote	007	Carvão Livre (LAB 540)	81,30 %
Quantidade	0,150 t	Massa Específica (LAB 537)	1,68 g/cm ³
Data	19/05/06	Solubilidade NaOH (LAB 538)	0,57 %
Nº Nota Fiscal	23204	Solubilidade HCl (LAB 539)	1,29 %
Granulometria		T.E (mm) (LAB 512)	1,00 mm
Empresa	FIPAI	C.U. (LAB 512)	1,43
Observação:		Massa Espec. Aparente (LAB 516)	0,96 g/cm ³
		Dens. Relativa Real (LAB 515)	1,57
		Porosidade (LAB 516)	38,75 %

Ensaio Granulométrico (LAB 512)					
Peneira		Retido		% Acumulado	
ABNT Nº	Abertura (mm)	Peso (g)	% Simples	% Retido	% Passante
8	2,360	1,90	0,95	0,95	99,05
10	2,000	29,60	14,79	15,74	84,26
12	1,700	48,45	24,21	39,95	60,05
14	1,400	48,19	24,08	64,03	35,97
16	1,190	54,54	27,25	91,28	8,72
18	1,000	14,32	7,16	98,44	1,56
20	0,850	2,49	1,24	99,68	0,32
25	0,710	0,17	0,08	99,77	0,23
Fundo		0,47	0,23	100,00	
Total		200,13	100,00		



Urussanga, 29 de junho de 2006.



ROSIMERI VENÂNCIO REDIVO
 ENGº Msc QUÍMICA
 CRQ 13300318 - 13ª R
 CREA 29432-9

ANEXO B - Fórmulas e cálculos envolvendo o biofiltro experimental

Características dimensionais do biofiltro:

Variáveis e definições:

- D: Diâmetro interno do biofiltro;
A: Área da base do reator;
 h_1, h_2, h_3 e h_4 : Altura ocupada pelas esferas de vidro, altura ocupada pelo leito de carvão, altura do líquido no topo e altura livre acima do líquido, respectivamente;
 V_1, V_2, V_3 e V_4 : Volume correspondente às alturas h_1, h_2, h_3 e h_4 , respectivamente;
VT: Volume total disponível;
VL: Volume total líquido;
V: Volume reacional (útil), soma dos volumes V_1 e V_2 ;
 η_1, η_2 : Porosidade das esferas de vidro e porosidade do carvão granular;
 V_{V1}, V_{V2} : Volume de vazios no compartimento com esferas de vidro e volume de vazios no leito de carvão, respectivamente.

Cálculos e fórmulas:

$$A = \frac{\pi \cdot D^2}{4} = \frac{\pi \cdot 20^2}{4} \rightarrow V_1 = 314,1 \text{ cm}^2$$

$$V_1 = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot h_1 = \frac{\pi \cdot 0,2^2}{4} \cdot 0,12 \rightarrow V_1 = 0,00377 \text{ m}^3 = 3,77 \text{ L}$$

$$V_2 = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot h_2 = \frac{\pi \cdot 0,2^2}{4} \cdot 1,382 \rightarrow V_2 = 0,04342 \text{ m}^3 = 43,42 \text{ L}$$

$$V_3 = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot h_3 = \frac{\pi \cdot 0,2^2}{4} \cdot (0,095 + 0,093) \rightarrow V_3 = 0,00591 \text{ m}^3 = 5,91 \text{ L}$$

$$V_4 = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot h_4 = \frac{\pi \cdot 0,2^2}{4} \cdot 0,06 \rightarrow V_4 = 0,00189 \text{ m}^3 = 1,89 \text{ L}$$

$$V_T = V_1 + V_2 + V_3 = 3,77 + 43,42 + 5,91 \rightarrow V_T = 53,1 \text{ L}$$

$$V_{V1} = \eta_1 \cdot V_1 = 0,55 \cdot 3,77 \rightarrow V_{V1} = 3,07 \text{ L}$$

$$V_{V2} = \eta_2 \cdot V_2 = 0,3875 \cdot 43,42 \rightarrow V_{V2} = 16,82 \text{ L}$$

$$V_L = Vv_1 + Vv_2 + V_3 = 3,07 + 16,82 + 5,91 \rightarrow V_L = 25,8L$$

$$V = V_1 + V_2 = 3,77 + 43,42 \rightarrow V = 47,19L$$

Parâmetros operacionais das unidades

Variáveis e definições:

- Q: Vazão afluente à unidade
 V: Volume útil do reator
 A: Área da base ou da superfície do meio suporte
 θ : Tempo de detenção hidráulica
 q_s : Taxa de aplicação superficial
 R: Eficiência de remoção da unidade
 Rg: Eficiência global de remoção (ou combinada)
 S: Concentração no efluente

Cálculos e fórmulas:

UASB

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{18800}{1567} \rightarrow 11,99h \cong 12h$$

$$q_s = \frac{Q}{A} = \frac{1567}{4} \cdot \frac{24}{1000} \rightarrow q_s = 9,40m^3/m^2 \cdot dia$$

Biofiltro BF1

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{47,18}{9,52} \rightarrow 4,95h \cong 5h$$

$$q_s = \frac{Q}{A} = \frac{9,52}{314,1 \cdot 10^{-4}} \cdot \frac{24}{1000} \rightarrow q_s = 7,27m^3/m^2 \cdot dia$$

Biofiltro BF2

$$\theta = \frac{V}{Q} = \frac{47,18}{6,25} \rightarrow 7,55h \cong 7,5h$$

$$q_s = \frac{Q}{A} = \frac{6,25}{314,1 \cdot 10^{-4}} \cdot \frac{24}{1000} \rightarrow q_s = 4,77m^3/m^2 \cdot dia$$

Eficiência de remoção

$$R = \frac{(\text{Concentração afluyente}) - (\text{Concentração efluente})}{\text{Concentração afluyente}} \cdot 100\%$$

Eficiência combinada (global)

$$R_g = R_{\text{UASB}} + R_{\text{BF}} \cdot \left(1 - \frac{R_{\text{UASB}}}{100}\right)$$

Carga volumétrica

$$C_v = \frac{Q \cdot S}{V}$$

Tabela C. 3: Valores de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades

Dia	Data	OD (mg/L)				Dia	Data	OD (mg/L)			
		B	A	E1	E2			B	A	E1	E2
0	8/8										
29	6/9	-	-	7,28	7,65	98	14/11	0,31	0,30	4,10	4,75
35	12/9	0,00	1,89	5,18	5,60	105	21/11	0,33	0,38	1,81	2,82
45	22/9	0,88	1,23	5,82	6,78	112	28/11	0,33	0,45	3,06	7,61
51	28/9	0,80	0,50	4,00	6,20	120	6/12	0,32	0,60	3,50	7,75
52	29/9	0,33	0,54	4,88	6,52	135	21/12	0,48	0,67	5,44	6,97
55	2/10	0,47	0,64	4,44	7,23	157	12/1	0,42	0,90	4,38	7,18
58	5/10	0,47	0,58	4,23	6,97	164	19/1	0,41	0,74	2,66	7,30
64	11/10	0,45	0,66	4,10	6,50	171	26/1	0,38	0,55	7,10	7,16
70	17/10	1,30	0,76	3,87	6,31	185	9/2	0,31	0,43	6,89	7,14
78	25/10	0,41	0,52	3,40	6,32	192	16/2	0,61	0,37	1,20	6,91
91	7/11	0,48	0,55	6,30	4,72						

Tabela C. 4: Valores de DBO₅ nos efluentes das unidades

Dia	Data	DBO ₅ (mg/L)		
		A	E1	E2
0	8/8			
29	6/9	52,5	29,1	9,1
51	28/9	72,1	16,6	4,7
102	18/11	19,1	19,0	1,5
115	1/12	124,0	53,6	0,6
129	15/12	102,5	82,8	0,8
170	25/1	74,5	69,2	4,9
184	8/2	108,3	10,9	2,1
198	22/2	27,7	8,3	0,6

Tabela C. 5: Valores de fóstato total nos efluentes das unidades

Dia	Data	Fóstato (mg/L)		
		A	E1	E2
0	8/8			
42	19/9	6,0	5,1	3,7
70	17/10	15,3	11,4	11,7
101	17/11	11,3	8,9	11,0
133	19/12	14,0	16,4	14,0
181	5/2	5,9	8,8	5,5

Tabela C. 6: Valores de nitrogênio amoniacoal, NTK, nitrito e nitrato nos efluentes das unidades

Dia	Data	Nitrogênio (mg/L)											
		NH ₃			NTK			Nitrato		Nitrito			
		A	E1	E2	A	E1	E2	E1	E2	E1	E2		
0	8/8												
20	28/8	37,6	31,8	0,5	41,3	34,5	2,2	2,9	24,2	0,1	0,0		
32	11/9	35,4	2,2	0,5	40,5	2,2	0,5	23,9	29,8	0,3	0,0		
50	27/9	36,5	0,5	0,5	37,9	3,9	0,5	24,8	28,4	4,0	1,3		
61	10/10	32,2	0,5	0,5	34,5	0,5	1,3	27,3	27,5	0,3	0,0		
80	27/10	35,1	0,5	1,5	36,1	0,5	1,5	33,9	33,0	0,4	0,3		
94	10/11	30,3	0,5	0,5	31,1	1,0	0,5	25,2	27,7	0,3	0,0		
119	5/12	33,6	0,5	25,6	37,1	7,1	29,1	6,0	28,5	0,2	0,0		
133	19/12	34,9	0,5	32,6	44,1	3,0	39,1	0,1	32,1	0,2	0,0		
170	25/1	18,9	0,3	0,3	26,1	5,1	6,1	17,5	18,7	0,0	0,0		
184	8/2	24,1	1,0	0,3	28,9	6,1	0,4	24,3	25,3	0,1	0,0		
205	1/3	24,4	1,0	0,1	29,9	2,3	0,4	17,3	18,2	0,1	0,0		

Tabela C. 7: Valores de sólidos totais e sólidos suspensos nos efluentes das unidades

Dia	Data	Sólidos totais (mg/L)									Sólidos suspensos (mg/L)								
		ST			STV			STF			SST			SSV			SSF		
		A	E1	E2	A	E1	E2	A	E1	E2	A	E1	E2	A	E1	E2	A	E1	E2
0	8/8																		
17	25/8	464	466	544	308	287	394	156	179	150	185	6	24	36	0	8	149	6	16
24	1/9	436	437	618	348	274	452	88	164	166	32	78	110	12	2	0	20	76	110
31	8/9	422	138	422	174	16	278	248	122	144	86	10	8	0	0	2	86	10	6
45	22/9	514	432	458	330	304	384	184	128	74	52	22	18	2	0	2	50	22	16
56	3/10	518	462	520	232	232	427	286	230	93	82	18	24	6	2	4	76	16	20
60	7/10	692	490		532	360		160	130		26	2		0	0		26	2	
66	14/10	342	568	594	208	364	416	134	204	178	60	40	14	4	0	4	56	40	10
74	21/10	470	457	417	328	327	325	142	130	92	40	34	12	0	0	0	40	34	12
81	28/10	470	438	467	264	356	203	206	82	264	126	76	16	6	0	2	120	76	14
95	11/11	436	412	407	318	388	315	118	24	92	38	58	22	4	2	0	34	56	22
102	18/11	576	492	572	368	320	310	208	172	262	57	56	116	6	6	8	51	50	108
108	24/11	666	551	607	430	425	431	236	126	176	174	90	36	14	6	6	160	84	30
119	5/12	556	456	428	342	342	168	214	114	260	60	16	6	0	0	0	60	16	6
129	15/12	680	578	478	280	350	244	400	228	234	74	74	20	20	10	0	54	64	20
164	19/1	314	250	312	114	186	112	200	64	200	32	50	56	0	0	8	32	50	48
171	26/1	406	373	316	234	233	172	172	140	144	24	150	68	6	70	16	18	80	52
185	9/2	628	502	448	518	458	412	110	44	36	138	136	54	54	100	54	84	36	0
192	16/2	704	430	612	600	364	454	104	66	158	200	80	54	120	0	10	80	80	44

Tabela C. 8: Valores de DQO nos efluentes das unidades

Dia	Data	DQO bruta (mg/L)				DQO filtrada (mg/L)			
		B	A	E1	E2	B	A	E1	E2
0	8/8								
7	15/8	550	190	40	105				
16	24/8	575	185	34	98				
20	28/8		221	75	55		128	46	42
23	31/8	591	156	55	63	321	83	34	44
29	6/9	590	156	54	62	321	83	34	44
35	11/9		139	38	48		110	31	37
35	12/9	545	108	59	53	268	73	26	33
45	22/9	303	120	33	25	177	74	16	18
50	27/9		140	54	37		103	28	20
51	28/9	240	98	24	24	135	58	18	21
52	29/9	295	142	121	24	129	58	24	18
56	3/10		131	24	15		122	22	33
58	5/10	245	77	29	18	119	55	18	16
63	10/10		153	40	29		87	16	15
64	11/10	361	84	18	21	148	53	21	11
70	17/10	264	135	24	82	140	53	11	13
78	25/10	789	193	29	20	214	88	26	21
91	7/11	475	145	16	21	235	82	11	13
94	10/11		117	26	23		85	24	19
98	14/11	501	108	90	77	245	63	21	24
105	21/11	504	121	37	92	280	58	32	29
112	28/11	678	113	29	106	309	58	16	13
115	1/12		167	47	61		66	28	33
120	6/12	288	137	37	116	121	58	18	3
129	15/12		195	70	43		80	60	28
135	21/12	224	142	95	37	140	74	45	11
157	12/1	338	148	95	32	208	84	32	18
164	19/1	272	71	16	21	153	42	13	40
170	25/1		78	49	19		23	19	10
171	26/1	198	74	53	16	87	37	16	8
184	8/2		103	36	17		40	16	11
185	9/2	219	170	81	14	109	46	29	17
192	16/2	294	196	17	17	104	37	12	3
198	22/2		81	42	27				

ANEXO D - Resultados experimentais do perfil temporal

Tabela D. 1: Valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades no perfil temporal

Hora	Data / Horário	Temperatura (°C)					pH				OD (mg/L)			
		T _{amb}	B	A	E1	E2	B	A	E1	E2	B	A	E1	E2
0	27/9 18:00	30,0	24,5				6,4				0,70			
2	27/9 20:00	29,0	24,6				6,6				0,90			
4	27/9 22:00	28,5	24,7				6,0				0,80			
6	28/9 0:00	27,0	24,4				6,1				0,90			
8	28/9 2:00	26,0	24,0	20,5			6,4	6,8			0,80	0,52		
10	28/9 4:00	25,0	23,7	19,4			6,6	6,7			0,89	0,84		
12	28/9 6:00	24,0	23,3	18,7	22,1	22,2	6,5	6,6	6,8	6,9	0,78	0,61	3,92	6,22
14	28/9 8:00	24,0	23,5	18,6	21,4	21,6	6,5	6,6	6,7	6,7	0,80	0,50	4,00	6,20
16	28/9 10:00	26,0	24,0	18,7	21,3	21,6	6,3	6,8	6,7	6,8	0,80	0,45	3,97	6,31
18	28/9 12:00	28,0	24,7	20,5	21,7	22,3	6,4	6,8	6,6	6,5	0,60	0,52	3,90	6,01
20	28/9 14:00	30,0	25,3	24,6	22,7	23,3	6,1	6,8	6,6	6,5	0,64	0,48	3,87	6,05
22	28/9 16:00	31,0	25,4	25,6	23,8	24,2	6,0	6,8	6,5	6,5	0,60	0,51	3,70	5,76
24	28/9 18:00	31,0	25,1	25,7	24,5	24,7	6,3	6,8	6,5	6,5	0,50	0,46	3,63	5,98
26	28/9 20:00	30,0	25,1	24,7	24,8	24,7	6,4	6,8	6,4	6,4	0,50	0,48	3,48	5,50
28	28/9 22:00	29,0	25,1	24,1	25,0	24,6	6,3	6,9	6,4	6,4	0,50	0,48	3,48	5,50
30	29/9 0:00	28,0	24,9	22,8	24,9	24,4	6,5	6,8	6,4	6,4	0,43	0,47	4,06	5,50
32	29/9 2:00	26,0	24,7	21,7	24,3	24,0	6,5	6,8	6,4	6,3	0,50	0,41	3,30	5,41
34	29/9 4:00	25,0	24,5	20,5	23,5	23,3	6,6	6,8	6,3	6,2	0,47	0,37	3,20	5,26
36	29/9 6:00	24,5	24,0	19,4	22,4	22,6	6,5	6,8	5,8	6,2	0,65	0,31	5,83	6,18
38	29/9 8:00	25,0	24,6	19,6	22,1	22,2	6,6	6,8	5,2	6,1	0,54	0,33	4,88	6,52
40	29/9 10:00	27,5			22,4	22,5			5,9	6,1			4,28	6,86
42	29/9 12:00	29,5			22,9	23,2			6,3	6,0			3,84	6,68
Média		27,5	24,5	21,6	23,1	23,2	6,4	6,8	6,3	6,4	0,67	0,48	3,96	6,00

Tabela D. 2: Valores DQO nos efluentes das unidades no perfil temporal

Hora	Data / Horário	DQO bruto (mg/L)				DQO filtrada (mg/L)			
		B	A	E1	E2	B	A	E1	E2
0	27/9 18:00	567				301			
2	27/9 20:00	728				319			
4	27/9 22:00	512				414			
6	28/9 0:00	620				354			
8	28/9 2:00	451	106			264	100		
10	28/9 4:00	390	153			224	61		
12	28/9 6:00	290	100	29	29	153	55	24	21
14	28/9 8:00	240	98	24	24	135	58	18	21
16	28/9 10:00	332	116	26	24	169	53	21	11
18	28/9 12:00	501	77	18	29	237	47	21	21
20	28/9 14:00	554	87	21	11	293	53	24	18
22	28/9 16:00	649	92	24	24	369	47	18	26
24	28/9 18:00	591	77	26	24	322	47	24	16
26	28/9 20:00	678	82	32	21	380	53	18	47
28	28/9 22:00	641	84	26	18	330	50	18	32
30	29/9 0:00	559	87	29	21	285	79	50	40
32	29/9 2:00	475	92	29	26	259	53	26	53
34	29/9 4:00	409	87	32	26	211	58	26	61

Tabela D. 2 (continuação)

36	29/9 6:00	338	92	277	18	158	66	26	18
38	29/9 8:00	295	121	142	24	129	58	71	24
40	29/9 10:00			90	21			45	21
42	29/9 12:00			135	18			47	26
	Média	491	97	60	22	265	59	30	29

ANEXO E - Pré-dimensionamento dos biofiltros

Exemplo para a unidade de pós-tratamento para 25.000 habitantes (43 L/s)

Dados:

População: 25.000 habitantes

Vazão média de contribuição: 150 L/hab.dia

DQO afluente: 100 mg/L

Carregamento orgânico volumétrico: 1,2 kgDQO/m³.dia

Altura do leito de carvão: 3 metros

Taxa de aeração: 75 Nm³ar/kgDQO aplicada (para nitrificação)

N-NH₃ afluente: 30 mg/L

Eficiência de remoção N-NH₃: 87%

Consumo de alcalinidade: 3,5 mgCaCO₃/mgN-NH₃ consumido

Vazão afluente média

$$Q_{\text{med}} = q \cdot P = 150 \cdot 10^{-3} \cdot 25000 = 3750 \text{m}^3/\text{dia} = 43,4 \text{L/s}$$

Carga orgânica

$$CO_a = 3750 \cdot 100 \cdot 10^{-3} = 375 \text{kgDQO/dia}$$

Volume de leito

$$V = \frac{CO_a}{C_v} = \frac{375}{1,2} = 312,5 \text{m}^3$$

Área do biofiltro

$$A = \frac{V}{h} = \frac{312,5}{3} = 104,2 \text{m}^2$$

Dimensões do biofiltro (adotado)

Largura = 6 m

Comprimento = 10 m

Altura do leito = 3 m

Número de câmaras x volume = 2 x 60m³

Sistema de aeração

$$Q_{ar} = CO_a \cdot T_{ar} = 375 \cdot 75 = 16875 \text{Nm}^3 \text{ar/dia} = 2812,5 \text{m}^3 \text{ar/dia} \text{ a } 6\text{mca}$$

Conjunto de aeração (adotado)

Capacidade = 20Nm³ar/mim

Número de conjuntos = 2 (1 por câmara)

Alcalinidade

Nitrogênio consumido

$$N - \text{NH}_3 \text{consumido} = N - \text{NH}_3 \text{afluente} \cdot R = 30 \cdot 0,87 = 26,1 \text{mg/L}$$

Demanda de alcalinidade

$$A_D = N - \text{NH}_3 \text{consumido} \cdot A = 26,1 \cdot 3,5 = 91,35 \text{mgCaCO}_3/\text{L}$$

Consumo diário

Sacos de 20 kg

$$C = V \cdot A_D = 3750 \cdot 91,35 = 342 \text{kg/dia} = 17 \text{sacos/dia}$$

Estimativa do volume do tanque

Solução a 15% (massa/massa)

$$V_T = \frac{342 \cdot 10^{-3}}{15\%} = 2,28 \text{m}^3$$

Sistema de dosagem (adotado)

Largura = 1 m

Comprimento = 1 m

Altura do leito = 1,5 m

Número de tanques x volume = 2 x 1,5m³

Equipamentos por tanque:

Moto-agitador de eixo vertical de 3 cv

Bomba dosadora vazão 4L/mim

$$\text{Área dos tanques} = 3\text{m}^2$$

Armazenamento

Empilhamento de 34 sacos em paletes de 1,2x1,0 m (680kg/Paleta)

Estoque para 20 dias

Número de paletes no estoque

$$n = \frac{C_d \cdot n_{\text{dias}}}{c_{\text{Paleta}}} \cdot \frac{342 \cdot 20}{680} = 10 \text{ paletes}$$

Necessidade de área para os paletes

$$A = 10 \cdot 1,2\text{m}^2 = 12\text{m}^2$$

Área de movimentação = 50% da área dos paletes

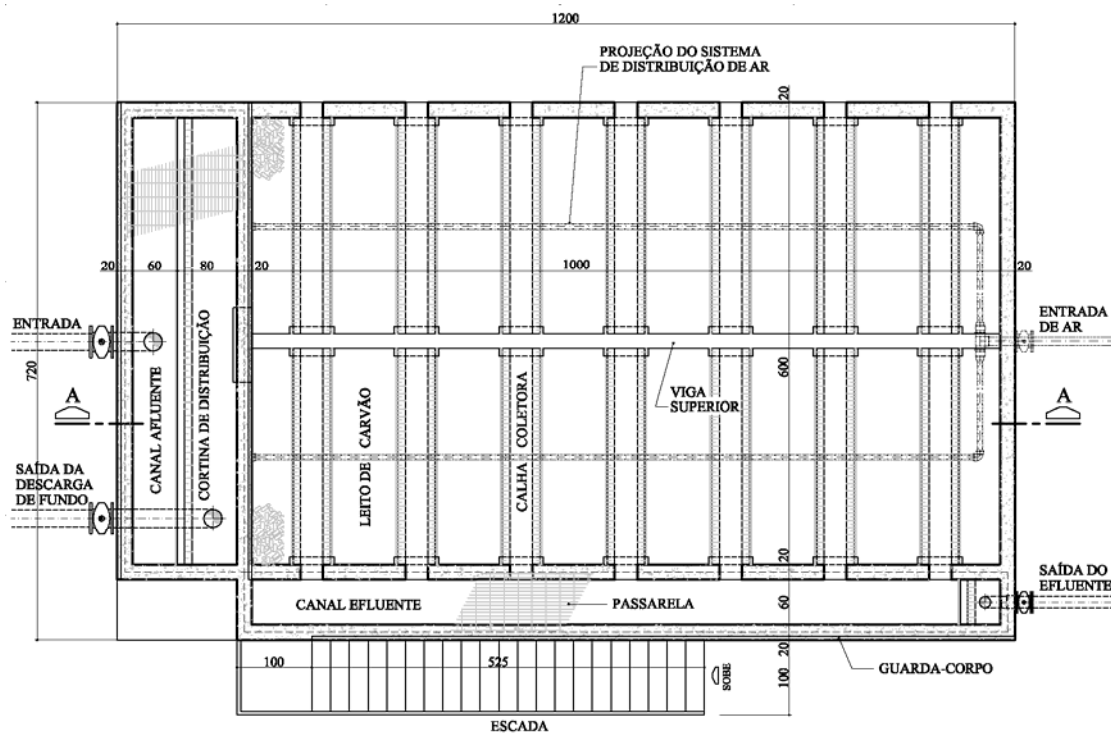
Área do galpão para tanques e armazenagem

$$A_G = A_{TQ} + A_P = 3 + 18 = 22 \cong 25\text{m}^2$$

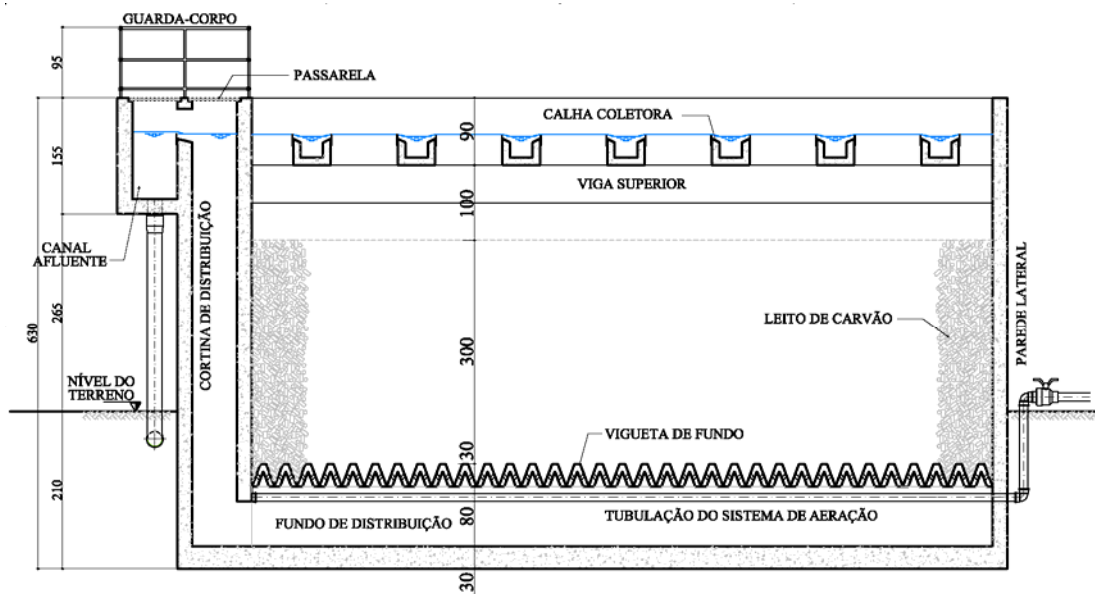
Tabela E. 1: Tabela resumo do pré-dimensionamento das unidades

Parâmetros / Cálculos	Unidade	Porte da unidade de pós-tratamento			
Biofiltro					
População	hab	25.000	50.000	100.000	200.000
	L/hab	150	150	150	150
Vazão de contribuição	m ³ /dia	3.750	7.500	15.000	30.000
	L/s	43,4	86,8	173,6	347,2
Carregamento volumétrico	kgDBOm ³ .dia	1,20	1,20	1,20	1,20
DQOafluente	mg/L	100	100	100	100
Carga orgânica	kgDBO/dia	375	750	1.500	3.000
Volume	m ³	312,5	625,0	1.250,0	2.500,0
Altura	m	3	3	3	3
Área	m ²	104,17	208,33	416,67	833,33
Número de biofiltros	-	2	4	8	16
Área do biofiltro	m ²	52,08	52,08	52,08	52,08
Lado adotado	m	6,00	6,00	6,00	6,00
Comprimento	m	8,68	8,68	8,68	8,68
Comprimento adotado	m	10,00	10,00	10,00	10,00
Sistema de aeração					
Taxa aeração	Nm ³ /KgDQO aplic	75	75	75	75
Vazão de ar	Nm ³ /dia	28.125	56.250	112.500	225.000
Pressão	mca	5	5	5	5
Vazão de ar comprimido	m ³ /dia	5.625	11.250	22.500	45.000
	m ³ /h	234	469	938	1.875
Sistema de alcalinidade					
N-NH ₃ afluente	mg/L	30	30	30	30
Eficiência de remoção	%	87%	87%	87%	87%
N-NH ₃ consumida	mg/L	26,1	26,1	26,1	26,1
Consumo	mgCaCO ₃ /mgN-NH ₃	3,5	3,5	3,5	3,5
Carga N-NH ₃ removida	gN-NH ₃ /dia	97.875	195.750	391.500	783.000
	kgN-NH ₃ /dia	97,9	195,8	391,5	783,0
Consumo Cal	kg/dia	343	685	1.370	2.741
	g/m ³				
Volume da solução @15%	m ³	2,28	4,57	9,14	18,27
Número de sacos	saco/dia	17	34	69	137
	saco/mês	514	1.028	2.055	4.111
Dosagem	L/h	95,2	190,3	380,6	761,3
	L/mim	1,6	3,2	6,3	12,7
Tanques da solução alcalinizante					
Volume total	m ³	2,28	4,57	9,14	18,27
Número	-	2	2	2	4
Volume do tanque	m ³	1,14	2,28	4,57	4,57
Volume adotado	m ³	1,00	2,00	4,50	4,50
Altura	m	1,50	1,50	1,50	1,50
Área da base	m ²	0,67	1,33	3,00	3,00
Largura	m ²	0,82	1,15	1,73	1,73
Largura adotada	m	1,00	1,00	1,80	1,80
Volume do tanque	m ³	1,50	1,50	4,86	4,86
Volume do conjunto	m ³	3,00	3,00	9,72	19,44

ANEXO F - Desenho esquemático do módulo padrão – câmara 6x10 m

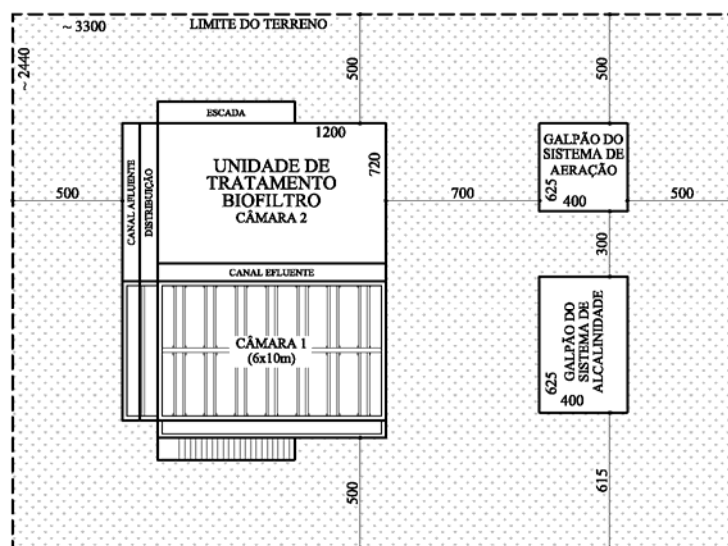


PLANTA - NÍVEL SUPERIOR
 SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)

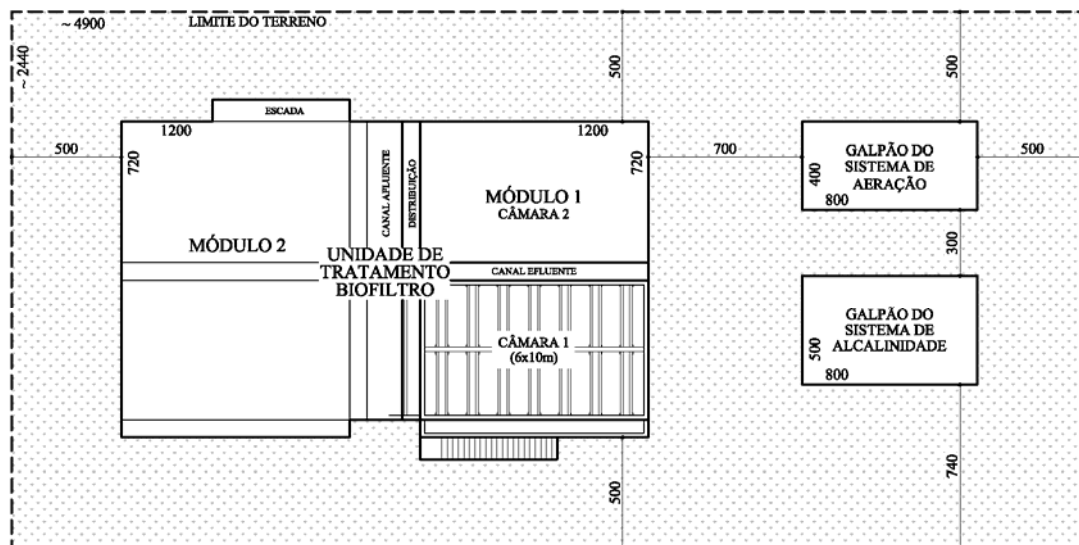


CORTE A-A
 SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)

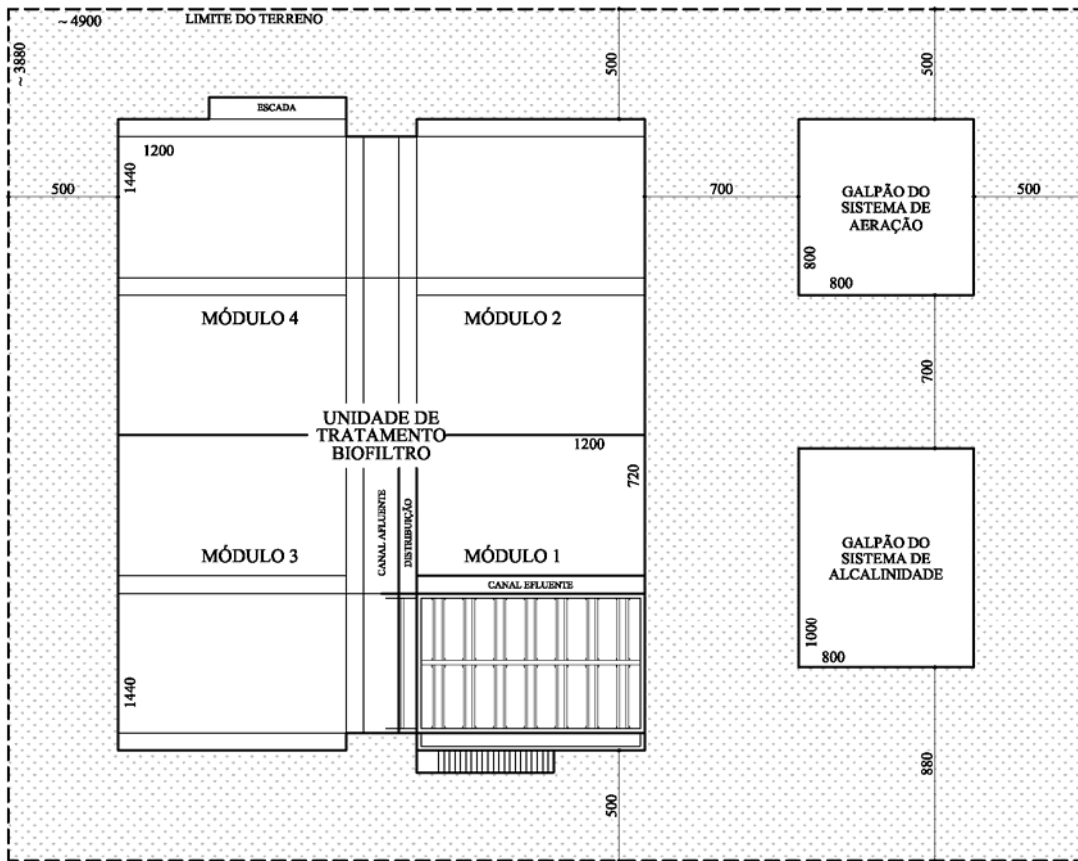
ANEXO G - Leiaute das unidades de pós-tratamento



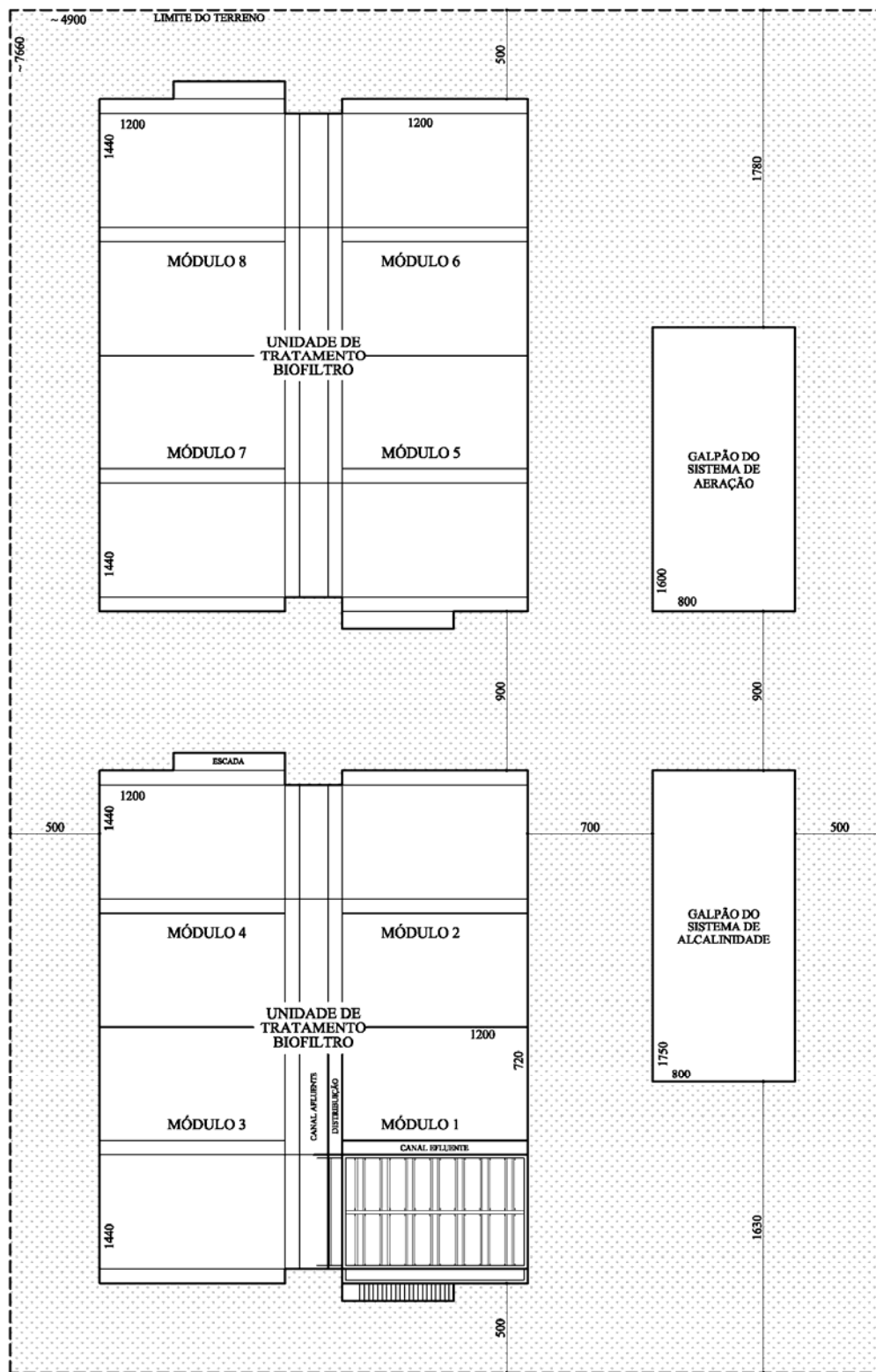
UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO COM BIOFILTRO
LEIAUTE GERAL - 25.000 HABITANTES (43 L/s)
SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)



UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO COM BIOFILTRO
LEIAUTE GERAL - 50.000 HABITANTES (87 L/s)
SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)



UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO COM BIOFILTRO
 LEIAUTE GERAL - 100.000 HABITANTES (174 L/s)
 SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)



UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO COM BIOFILTRO
 LAYOUT GERAL - 200.000 HABITANTES (347 L/s)
 SEM ESCALA - Unidades em centímetros (cm)

ANEXO H - Lista de custos unitários

Material / Serviço / Equipamento	Unidade	Valor (R\$)		
		Material	Mão-de-obra	Total
Locação, roçada e limpeza	m ²	0,00	3,97	3,97
Escavação até 3 m	m ³	0,00	18,11	18,11
Movimentação de terra	m ³	0,00	12,00	12,00
Estaca Strauss 24 TF	m	9,58	28,30	37,88
Arrasamento estaca	un.	0,00	25,00	25,00
Concreto 25 MPa usinado e bombeado	m ³	206,00	19,00	225,00
Aço CA-50	kg	3,80	1,50	5,30
Forma pilar/viga chapa resinada	m ²	22,24	18,12	40,36
Impermeabilização interna	m ²	60,00	22,50	82,50
Impermeabilização externa	m ²	15,00	10,00	25,00
Pintura externa	m ²	3,72	4,10	7,82
Passarela plástico pultrudado	m ²	380,00	45,00	425,00
Guarda-corpo metálico	m	171,00	8,25	179,25
Vertedouro	m	55,00	18,00	73,00
Comporta	m ²	4.250,00	550,00	4.800,00
Válvula DN 300	un.	3.500,00	300,00	3.800,00
Conjunto soprador 20 Nm ³ /mim	un.	12.000,00	5.000,00	17.000,00
Galpão - edificações	m ²	555,81	206,81	762,62
Pedra britada	m ³	32,20	20,00	52,20
Carvão granular antracitoso	m ³	500,00	32,00	532,00
Moto-agitador 3 cv	un.	2.000,00	550,00	2.550,00
Moto-agitador 5 cv	un.	3.000,00	550,00	3.550,00
Bomba dosadora 4 L/mim	un.	1.250,00	350,00	1.600,00
Bomba dosadora 8 L/mim	un.	2.000,00	500,00	2.500,00
Tubulação DN 300	m	280,00	130,00	410,00
Tubulação DN 100	m	230,00	100,00	330,00
Tubulação DN 75	m	180,00	70,00	250,00
Tubulação DN 60	m	150,00	50,00	200,00
Tubulação DN 40	m	120,00	40,00	160,00

ANEXO I - Fluxos de caixa

Tabela I. 1 Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento de 25.000 habitantes

Taxa de juros		11%					
Alíquota de imposto		23%					
Período	Custos	Receitas	Fluxo de Caixa	Deprec.	Lucro Tributável	Imposto	Fluxo de Caixa Final
(ano)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)
0	Investimento =>		-911,79				-911,79
1	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
2	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
3	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
4	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
5	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
6	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
7	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
8	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
9	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
10	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
11	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
12	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
13	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
14	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
15	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
16	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
17	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
18	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
19	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
20	-183,82	331,88	148,07	-2,12	145,95	33,57	114,50
VPL							0,000

Tabela I. 2: Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento de 50.000 habitantes

Taxa de juros		11%					
Alíquota de imposto		23%					
Período	Custos	Receitas	Fluxo de Caixa	Deprec.	Lucro Tributável	Imposto	Fluxo de Caixa Final
(ano)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)
0	Investimento =>		-1.700,43				-1.700,43
1	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
2	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
3	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
4	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
5	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
6	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
7	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
8	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
9	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
10	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
11	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
12	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
13	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
14	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
15	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
16	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
17	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
18	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
19	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
20	-318,09	594,01	275,92	-4,67	271,26	62,39	213,53
VPL							0,000

Tabela I. 3: Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento de 100.000 habitantes

Taxa de juros		11%					
Alíquota de imposto		23%					
Período	Custos	Receitas	Fluxo de Caixa	Deprec.	Lucro Tributável	Imposto	Fluxo de Caixa Final
(ano)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)
0	Investimento =>		-3.210,22				-3.210,22
1	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
2	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
3	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
4	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
5	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
6	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
7	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
8	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
9	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
10	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
11	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
12	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
13	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
14	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
15	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
16	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
17	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
18	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
19	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
20	-530,03	1.051,10	521,07	-8,26	512,82	117,95	403,13
VPL							0,000

Tabela I. 4: Fluxo de caixa para unidade de pós-tratamento de 200.000 habitantes

Taxa de juros		11%					
Alíquota de imposto		23%					
Período	Custos	Receitas	Fluxo de Caixa	Deprec.	Lucro Tributável	Imposto	Fluxo de Caixa Final
(ano)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)	(R\$ $\times 10^3$)
0	Investimento =>		-6.211,66				-6.211,66
1	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
2	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
3	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
4	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
5	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
6	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
7	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
8	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
9	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
10	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
11	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
12	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
13	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
14	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
15	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
16	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
17	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
18	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
19	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
20	-1.035,30	2.043,40	1.008,10	-16,51	991,59	228,07	780,03
VPL							0,000

ANEXO J - Planilhas de custos

Tabela J.1: Planilha de custos das unidades de tratamento e sistema de aeração

Serviço	Grupo	T. unit. (R\$)	Unid.	Módulo 6x10m		25.000		50.000		100.000		200.000	
				Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)
Escavação													
Loc., roçada e limpeza	1	3,97	m²	180	715	300	1.191	520	2.064	920	3.652	1900	7.543
Escavação até 3m	1	18,11	m³	146	2.644	292	5.288	584	10.576	1168	21.152	2336	42.305
Movimentação terra	1	12,00	m³	146	1.752	292	3.504	584	7.008	1168	14.016	2336	28.032
Total					5.111		9.983		19.649		38.821		77.880
Fundação													
Estaca Strauss 24TF	2	37,88	m	144	5.455	288	10.909	576	21.819	1080	40.910	2160	81.821
Arrasamento estaca	1	25,00	ud	24	600	48	1.200	96	2.400	180	4.500	360	9.000
Total					6.055		12.109		24.219		45.410		90.821
Laje Fundo													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	13	2.925	26	5.850	52	11.700	104	23.400	208	46.800
Aço CA-50	3	5,30	kg	1300	6.890	2600	13.780	5200	27.560	10400	55.120	20800	110.240
Imperm. interna	5	82,50	m²	66	5.445	132	10.890	264	21.780	528	43.560	1056	87.120
Tubulação DN 300	7	410,00	m	6	2.460	12	4.920	24	9.840	48	19.680	96	39.360
Tubulação DN 100	7	330,00	m	6	1.980	12	3.960	24	7.920	48	15.840	96	31.680
Tubulação DN 75	7	250,00	m	20	5.000	40	10.000	80	20.000	160	40.000	320	80.000
Total					24.700		49.400		98.800		197.600		395.200
Parede lateral (10m)													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	13	2.925	52	11.700	104	23.400	182	40.950	364	81.900
Aço CA-50	3	5,30	kg	1300	6.890	5200	27.560	10400	55.120	18200	96.460	36400	192.920
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	156	6.296	312	12.592	468	18.888	624	25.185	780	31.481
Imperm. interna	5	82,50	m²	66	5.445	264	21.780	528	43.560	924	76.230	1848	152.460
Pintura externa	6	7,82	m²	42	328	84	657	168	1.314	252	1.971	504	3.941
Total					21.885		74.289		142.282		240.795		462.702
Parede frontal (6m)													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	8	1.800	32	7.200	64	14.400	128	28.800	256	57.600
Aço CA-50	3	5,30	kg	800	4.240	3200	16.960	6400	33.920	12800	67.840	25600	135.680
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	96	3.875	192	7.749	288	11.624	576	23.247	691,2	27.897
Imperm. interna	5	82,50	m²	38	3.135	152	12.540	304	25.080	608	50.160	1216	100.320
Pintura externa	6	7,82	m²	26	203	52	407	52	407	104	813	208	1.627
Total					13.253		44.856		85.430		170.861		323.123
Vigueta Concreto													
Qt. idade			ud	40		80		160		320		640	
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	0,22	1.980	0,22	3.960	0,22	7.920	0,22	15.840	0,22	31.680
Aço CA-50	3	5,30	kg	21	4.452	21	8.904	21	17.808	21	35.616	21	71.232
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	2,64	4.262	2,64	4.262	2,64	4.262	2,64	6.393	2,64	6.393
Imperm. interna	5	82,50	m²	6	19.800	6	39.600	6	79.200	6	158.400	6	316.800
Total					30.494		56.726		109.190		216.249		426.105
Calha coletora													
Qt. idade				7		14		28		56		112	
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	0,5	788	0,5	1.575	0,5	3.150	0,5	6.300	0,5	12.600
Aço CA-50	3	5,30	kg	40	1.484	40	2.968	40	5.936	40	11.872	40	23.744
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	6	1.695	6	1.695	6	1.695	6	2.543	6	2.543
Imperm. interna	5	82,50	m²	11,4	6.584	11,4	13.167	11,4	26.334	11,4	52.668	11,4	105.336
Total					10.550		19.405		37.115		73.383		144.223
Viga Fundo (20x80cm)													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	1,6	360	3,2	720	6,4	1.440	12,8	2.880	25,6	5.760
Aço CA-50	3	5,30	kg	160	848	320	1.696	640	3.392	1280	6.784	2560	13.568
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	20	807	40	1.614	40	1.614	40	1.614	40	1.614
Imperm. interna	5	82,50	m²	18	1.485	36	2.970	72	5.940	144	11.880	288	23.760
Total					3.500		7.000		12.386		23.158		44.702
Viga Fundo (20x50cm)													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	1	225	2	450	4	900	8	1.800	16	3.600
Aço CA-50	3	5,30	kg	100	530	200	1.060	400	2.120	800	4.240	1600	8.480
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	12	484	24	969	24	969	24	969	48	1.937
Imperm. interna	5	82,50	m²	14	1.155	28	2.310	56	4.620	112	9.240	224	18.480
Total					2.394		4.789		8.609		16.249		32.497

Tabela J.1 (continuação)

Serviço	Grupo	T. unit. (R\$)	Unid.	Módulo 6x10m		25.000		50.000		100.000		200.000	
				Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)	Qt.	Total (R\$)
Canal Esgoto Bruto													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	3	675	6	1.350	8,6	1.935	17,2	3.870	34,4	7.740
Aço CA-50	3	5,30	kg	300	1.590	600	3.180	860	4.558	1720	9.116	3440	18.232
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	36	1.453	72	2.906	104	4.197	156	6.296	195	7.870
Imperm. interna	5	82,50	m²	12	990	24	1.980	31,4	2.591	62,8	5.181	125,6	10.362
Pintura externa	6	7,82	m²	13,5	106	27	211	37,4	292	74,8	585	149,6	1.170
Passarela	10	425,00	m²	10	4.250	20	8.500	20	8.500	40	17.000	80	34.000
Guarda-corpo	10	179,25	m	13	2.330	26	4.661	26	4.661	52	9.321	104	18.642
Vertedouro	7	73,00	m	6	438	12	876	24	1.752	48	3.504	96	7.008
Comporta	7	4800,00	m²	1	4.800	2	9.600	4	19.200	8	38.400	16	76.800
Total					16.632		33.264		47.686		93.273		181.824
Cortina Distribuição													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	8	1.800	16	3.600	32	7.200	64	14.400	128	28.800
Aço CA-50	3	5,30	kg	800	4.240	1600	8.480	3200	16.960	6400	33.920	12800	67.840
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	96	3.875	192	7.749	288	11.624	576	23.247	720	29.059
Imperm. interna	5	82,50	m²	5	413	10	825	20	1.650	40	3.300	80	6.600
Imperm. externa	5	25,00	m²	14	350	28	700	56	1.400	112	2.800	224	5.600
Pintura externa	6	7,82	m²	16	125	32	250	64	500	128	1.001	256	2.002
Total					10.802		21.604		39.334		78.668		139.901
Canal Efluente													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	4,5	1.013	6,3	1.418	12,6	2.835	25,2	5.670	50,4	11.340
Aço CA-50	3	5,30	kg	450	2.385	630	3.339	1260	6.678	2520	13.356	5040	26.712
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	54	2.179	76	3.067	114	4.601	228	9.202	285	11.503
Imperm. interna	5	82,50	m²	20	1.650	40	3.300	80	6.600	160	13.200	320	26.400
Pintura externa	6	7,82	m²	22	172	31	242	62	485	124	970	248	1.939
Passarela	10	425,00	m²	10	4.250	20	8.500	40	17.000	80	34.000	160	68.000
Guarda-corpo	10	179,25	m	21	3.764	42	7.529	84	15.057	168	30.114	336	60.228
Válvula DN 300	7	3800,00	ud	3	11.400	6	22.800	12	45.600	24	91.200	48	182.400
Tubulação DN 300	7	410,00	m	12	4.920	24	9.840	48	19.680	96	39.360	192	78.720
Total					31.733		60.035		118.536		237.072		467.242
Escada concreto													
Concreto 25MPa	2	225,00	m³	1,5	338	3	675	3	675	3	675	6	1.350
Aço CA-50	3	5,30	kg	150	795	300	1.590	300	1.590	300	1.590	600	3.180
Forma chapa resinada	4	40,36	m²	20	807	40	1.614	40	1.614	40	1.614	50	2.018
Guarda-corpo	10	179,25	m	9	1.613	18	3.227	18	3.227	18	3.227	36	6.453
Total					3.553		7.106		7.106		7.106		13.001
Leito filtrante													
Pedra britada	11	52,20	m³	18	940	36	1.879	72	3.758	144	7.517	288	15.034
Carvão granular	11	532,00	m³	180	95.760	360	191.520	720	383.040	1440	766.080	2880	1.532.160
Total					96.700		193.399		386.798		773.597		1.547.194
Sistema de Aeração													
Conjunto soprador	8	17000,00	ud	1	17.000	2	34.000	5	85.000	9	153.000	18	306.000
Galpão	9	762,62	m²	8	6.101	16	12.202	32	24.404	64	48.808	128	97.615
Tubulação DN 100	7	330,00	m	18	5.940	36	11.880	72	23.760	144	47.520	288	95.040
Total					29.041		58.082		133.164		249.328		498.655
TOTAL GERAL					306.402		685.538		1.316.299		2.542.624		4.999.307

Tabela J.2: Custos dos sistemas de preparação e dosagem de solução alcalinizante

Serviço	Grupo	T. unit. (R\$)	Unid.	Qt.	Total (R\$)
Sistema de alcalinidade para porte de 25.000 habitantes					
Concreto 25MPa	2	225,00	m ³	1,65	371
Aço CA-50	3	5,30	kg	165	875
Forma chapa resinada	4	40,36	m ²	13	525
Imperm. interna	5	82,50	m ²	14	1.155
Galpão - tanques e alboxarifado	9	762,62	m ²	25	19.066
Moto-agitador 3 cv	8	2.550,00	ud	2	5.100
Bomba dosadora 4 L/mim	8	1.600,00	ud	2	3.200
Tubulação DN40	7	160,00	m	20	3.200
Total					33.491
Sistema de alcalinidade para porte de 50.000 habitantes					
Concreto 25MPa	2	225,00	m ³	2,3	518
Aço CA-50	3	5,30	kg	230	1.219
Forma chapa resinada	4	40,36	m ²	17	686
Imperm. interna	5	82,50	m ²	19	1.568
Galpão - tanques e alboxarifado	9	762,62	m ²	40	30.505
Moto-agitador 3 cv	8	2.550,00	ud	2	5.100
Bomba dosadora 4 L/mim	8	1.600,00	ud	2	3.200
Tubulação DN40	7	160,00	m	20	3.200
Total					45.995
Sistema de alcalinidade para porte de 100.000 habitantes					
Concreto 25MPa	2	225,00	m ³	5,4	1.215
Aço CA-50	3	5,30	kg	540	2.862
Forma chapa resinada	4	40,36	m ²	35	1.413
Imperm. interna	5	82,50	m ²	27,5	2.269
Galpão - tanques e alboxarifado	9	762,62	m ²	75	57.197
Moto-agitador 5 cv	8	3.550,00	ud	2	7.100
Bomba dosadora 8 L/mim	8	2.500,00	ud	2	5.000
Tubulação DN60	7	200,00	m	20	4.000
Total					81.055
Sistema de alcalinidade para porte de 200.000 habitantes					
Concreto 25MPa	2	225,00	m ³	10,3	2.318
Aço CA-50	3	5,30	kg	1030	5.459
Forma chapa resinada	4	40,36	m ²	63	2.543
Imperm. interna	5	82,50	m ²	60	4.950
Galpão - tanques e alboxarifado	9	762,62	m ²	140	106.767
Moto-agitador 5 cv	8	3.550,00	ud	4	14.200
Bomba dosadora 8 L/mim	8	2.500,00	ud	4	10.000
Tubulação DN60	7	200,00	m	40	8.000
Total					154.236

Tabela J.3: Grupos de classificação

nº	Grupos
1	Serviços
2	Concreto
3	Aço
4	Formas
5	Impermeabilização
6	Pintura
7	Tubulação/acessórios
8	Equipamentos
9	Edificações
10	Segurança
11	Leito filtrante

Apoio:



<http://www.eesc.usp.br/ppgshs>



<http://www.fapesp.br>



<http://www.cnpq.br>



<http://www.sanepar.com.br>

hallanfontana@hotmail.com

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)