

Universidade Federal de Minas Gerais
Escola de Engenharia
Curso de Pós-Graduação em Saneamento e Meio Ambiente

**Tratamento de Esgotos Sanitários Através de Filtro
Anaeróbio de Fluxo Ascendente Utilizando Escória de
Alto Forno como Meio Suporte**

Aluna: Joana Darc da Silva Pinto
Orientador: Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte
Dezembro de 1995

Joana Darc da Silva Pinto

**Tratamento de Esgotos Sanitários Através de Filtro
Anaeróbio de Fluxo Ascendente Utilizando Escória de
Alto Forno como Meio Suporte**

Dissertação apresentada ao curso de
Mestrado em Saneamento e Meio
Ambiente da Universidade Federal de
Minas Gerais, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em
Saneamento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
1995

Tratamento de Esgotos Sanitários Através de Filtro
Anaeóbio de Fluxo Ascendente Utilizando Escória de
Alto-Forno como Meio Suporte

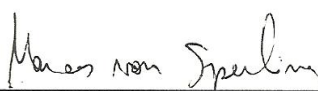
Dissertação defendida e aprovada, em 21 de dezembro de 1995, pela banca
examinadora constituída pelos professores:



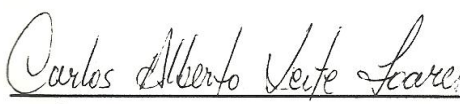
Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo



Prof. Eduardo Vieira Carneiro



Prof. Marcos Von Sperling



Engº. Carlos Alberto Leite Soares

DEDICATÓRIA

Ao meus pais
Amintas e Elvira

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que, de alguma forma, colaboraram para a execução do trabalho, em especial:

- Ao Professor Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, pela orientação e, principalmente pela dedicação e a confiança depositada em mim durante toda a elaboração do trabalho;
- À Carmen Couto Ribeiro, pela valiosa contribuição nesse trabalho no que diz respeito à escória de alto forno e principalmente pela grande amizade demonstrada todos esses anos;
- À Fibertec, através do Eng^o J. J. Tolentino, que doou o filtro piloto utilizado na pesquisa;
- À COPASA-MG, que implantou as obras civis da elevatória de esgotos do interceptor do Ribeirão Arrudas e possibilitou a sua utilização no Laboratório de Instalações Piloto do DESA;
- À CAPES e FAPEMIG, pela concessão de bolsas de estudo;
- À Pró-Reitoria de Pesquisa da UFMG, pela concessão de auxílio à pesquisa;
- Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG pelo apoio, colaboração e principalmente pela contribuição à minha formação profissional;
- Ao Luiz Fernando de Souza, pela ajuda e grande dedicação nos trabalhos de laboratório;
- Às técnicas do laboratório DESA, Norma Rodrigues de Abreu, Jussara Coelho de Moura e Hérica Sette de Almeida, pela colaboração na realização das análises químicas;
- A todos de minha família, que sempre me deram muito apoio e carinho.

RESUMO

O presente trabalho avalia o desempenho de um filtro anaeróbio piloto utilizando como meio suporte a escória de alto-forno, que é um rejeito industrial siderúrgico obtido no processo de redução do minério de ferro. A escória utilizada no estudo foi do tipo ácida bruta proveniente da siderúrgica ACESITA. Suas características foram obtidas a partir de estudos de caracterização da escória como agregado na confecção de argamassas e concretos.

O filtro piloto utilizado na pesquisa foi confeccionado em fibra de vidro, com diâmetro interno de 300mm e volume total igual a 102,4 litros, tendo sido operado como unidade isolada, precedido apenas por um tratamento preliminar. A partida foi feita com lodo proveniente de uma fossa séptica, sendo a carga biológica inicial igual a 0,05 gDQO/gSSV.d. A alimentação do filtro foi feita com esgotos predominantemente domésticos, bombeados a partir do interceptor do Ribeirão Arrudas. No monitoramento do processo foram feitas análises de rotina compreendendo os seguintes parâmetros: DBO, DQO, sólidos, pH, alcalinidade, N e P.

O sistema foi operado por um período de 335 dias e os resultados obtidos indicaram boas eficiências na remoção de DBO e DQO, com médias globais no período compreendido entre 42 e 79% para tempos de detenção hidráulica variando de 24 a 6 horas. As maiores eficiências foram observadas para o tempo de detenção hidráulica de 6 horas, quando as reduções de DBO e DQO ficaram compreendidas entre 68 e 79%. Em termos de sólidos suspensos, o efluente manteve-se sistematicamente com baixas concentrações, sendo a média do período igual a 38 mg/l.

Com base nos resultados obtidos, o filtro anaeróbio mostrou ser um processo estável e eficiente, mesmo operando como unidade isolada, sem a presença de fossa séptica à montante. Face ao baixo custo da escória de alto-forno este material apresentou-se como uma ótima alternativa para enchimento desse tipo de reator.

ABSTRACT

This work evaluated the performance of a pilot anaerobic filter using slag from blast furnace as packing material. This material is a waste from the process of reduction of iron ore. The slag used in this study was the acid type, without any treatment, obtained from the Acesita metallurgical company. Its characteristics were obtained from studies of characterization of slag as an aggregate to produce building cement and concrete.

The pilot filter used in this research was made in fiberglass, with internal diameter of 300 mm and total volume of 102.4 liters. The filter was operated as an isolated unit, having upstream only a preliminary treatment for grit and coarse material removal. The start-up was preceded using sludge from a septic tank, and the initial sludge load applied was 0.05 gCOD/gVSS.d. The anaerobic filter was fed using wastewater, pumped directly from Arrudas interceptor, in Belo Horizonte city. The monitoring of the process was carried out through routine analysis of the following parameters: BOD, COD, solids, pH, alkalinity, N and P.

The system was operated for 335 days and the results indicated good efficiency for BOD and COD removal, with averages values ranging 42 to 79%, for hydraulic retention times varying from 24 to 6 hours. Higher efficiencies were observed for the hydraulic retention time of 6 hours, when BOD and COD removals varied from 68 to 79%. For suspended solids, the concentration in the effluent was systematically low, with an average value of 38 mg/l during the operational period.

Based on the results obtained, the anaerobic filter was shown to be a stable and efficient process, even operating as an isolated unit, without a septic tank upstream. Due to the very low cost of blast furnace, it can be considered an excellent packing material for this type of reactor.

LISTA DE FIGURAS

3.1	Fluxo do processo de digestão anaeróbia.....	05
3.2	Seqüência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	07
3.3	Desenho esquemático de um biodisco anaeróbio	10
3.4	Desenho esquemático de um reator de leito expandido/fluidificado.....	12
3.5	Desenho esquemático de um reator de dois estágios.....	13
3.6	Desenho esquemático de um reator anaeróbio de manta de lodo.....	14
3.7	Desenho esquemático de filtros anaeróbios.....	15
3.8	Configuração básica do filtro anaeróbio.....	18
4.1	Desenho esquemático da alimentação de esgotos do Laboratório de Instalações Piloto (LIP)	29
4.2	Tratamento preliminar.....	31
4.3	Desenho esquemático do Filtro Anaeróbio	32
4.4	Filtro anaeróbio piloto.....	33
4.5	Escória de Alto-Forno.....	36
4.6	Ponto de injeção do traçador e disposição das sondas no filtro anaeróbio	40
5.1	Resultados para DQO bruta	46
5.2	Resultados para DQO filtrada	46
5.3	Perfis de DQO filtrada.....	47
5.4	Resultados obtidos para DBO bruta	50
5.5	Resultados obtidos para DBO filtrada	50
5.6	Resultados obtidos para Sólidos Suspensos.....	52
5.7	Resultados obtidos para Sólidos Suspensos Voláteis	52
5.8	Resultados obtidos para Alcalinidade	54
5.9	Resultados obtidos para pH.....	54
5.10	Distribuição do tempo de residência no filtro anaeróbio.....	57

LISTA DE QUADROS

3.1	Tipos de despejos passíveis de tratamento por filtro anaeróbio	17
3.2	Características dos filtros anaeróbios ascendentes e descendentes.....	20
3.3	Resultados de pesquisas com filtros anaeróbios	21
3.4	Características dos materiais suporte	23
3.5	Tipos de materiais suporte utilizados em filtros anaeróbios.....	24
3.6	Tipos de escória produzidas nas siderúrgicas.....	26
3.7	Produção diária de escória de alto-forno	27
3.8	Destinação da escória de alto-forno.....	27
3.9	Custos comparativos da escória e da brita nº 4.....	27
4.1	Análise química da escória de alto-forno	34
4.2	Características intrínsecas da escória de alto-forno	35
4.3	Substâncias deletérias da escória de alto-forno	35
4.4	Características operacionais do filtro	37
4.5	Frequência e métodos das análises.....	37
4.6	Metodologia para preservação das amostras.....	39
5.1	Fases de operação do filtro.....	41
5.2	Resumo dos resultados DQO bruta	42
5.3	Resumo dos resultados DQO filtrada	44
5.4	Resumo dos resultados DBO bruta.....	48
5.5	Resumo dos resultados DBO filtrada.....	50
5.6	Resumo dos resultados de pH e alcalinidade.....	54
5.7	Resumo dos resultados obtidos análises físico-químicas.....	57
5.8	Resumo dos resultados obtidos análises estatísticas	59
5.9	Resultados das análises de eficiência.....	60

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Fundamentos do processo de digestão anaeróbia	4
3.1.1 Preliminares	4
3.1.2 Fatores ambientais	7
3.2 Processos anaeróbios de alta taxa	9
3.2.1 Preliminares	9
3.2.2 Reatores de alta taxa mais empregados	10
3.3 Filtros Anaeróbios aplicados ao tratamento de efluentes	15
3.3.1 Aplicações ao tratamento de esgotos sanitários e industriais	15
3.3.2 Configuração do filtro anaeróbio	17
3.3.3 Eficiência do processo	20
3.4 Meio suporte	22
3.4.1 Escória de Alto-Forno	25
3.5 Traçador radioativo	28
4. METODOLOGIA	29
4.1 Material e Métodos	29
4.1.1 Alimentação dos esgotos	29
4.1.2 Filtro Piloto	32
4.1.3 Escória de Alto-Forno	33
4.2 Partida do processo	36
4.3 Monitoramento do processo	37
4.4 Testes com traçador	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1 Demanda Química de Oxigênio - DQO	42
5.1.1 Análise dos resultados de DQO bruta	42
5.1.2 Análise dos resultados de DQO filtrada	44
5.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	48
5.2.1 Análise dos resultados de DBO bruta	48
5.2.2 Análise dos resultados de DBO filtrada	49
5.3 Sólidos	52

5.4 pH e Alcalinidade	54
5.5 Nitrogênio e Fósforo	56
5.6 Resumo global dos resultados obtidos	56
5.7 Traçador radioativo	58
5.8 Análise estatística dos dados	59
6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	61
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63
ANEXOS	

1. INTRODUÇÃO

Pesquisa recente (1989) efetuada pelo IBGE mostrou a precariedade do quadro sanitário do Brasil. Os dados levantados revelam que aproximadamente 90% dos municípios lançam seus esgotos diretamente nos cursos d'água, sem qualquer forma de tratamento, e que cerca de 40% dos mesmos não dispõem de redes coletoras. Em termos de tratamento dos esgotos, o Estado de Minas Gerais encontra-se em situação ainda pior, onde somente uma pequena parcela de suas comunidades trata seus efluentes antes de descarregá-los no meio ambiente. Como consequência, não é de se estranhar a crescente deterioração do quadro epidemiológico do país, com o aumento sistemático das doenças infecto-contagiosas de veiculação hídrica e das decorrentes internações hospitalares. Além do impacto sobre a saúde das populações, também é pronunciado o impacto sobre o meio ambiente, decorrente do lançamento desses esgotos não tratados.

Procurando contribuir para a reversão desse quadro sanitário e epidemiológico, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG tem incentivado o desenvolvimento de trabalhos na área de tratamento de esgotos, através da pesquisa de tecnologias simples e de fácil operação. Especial atenção tem sido dada aos sistemas simplificados, constituídos pelos processos anaeróbios de alta taxa e representados principalmente pelos reatores de manta de lodo e pelos filtros anaeróbios. Esses sistemas são extremamente compactos, apresentam um baixo custo de implantação e operação, e a ausência de equipamentos mecânicos também confere aos mesmos o conceito de simplicidade operacional.

No presente estudo procurou-se aprofundar o conhecimento do comportamento dos filtros anaeróbios tratando esgotos sanitários, com a utilização da escória de alto-forno como meio

suporte dos mesmos. A utilização da escória de alto-forno se mostra como uma alternativa viável de meio suporte já que é um rejeito industrial siderúrgico abundante em nosso país.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como principais objetivos:

- Avaliar o comportamento e desempenho de um filtro anaeróbio em escala piloto, tratando esgotos predominantemente domésticos originários da cidade de Belo Horizonte;
- Avaliar um novo meio suporte, representado pela escória de alto-forno, em substituição aos materiais de enchimento convencionais, a exemplo da pedra britada, e com isso buscar uma nova utilização para esse resíduo siderúrgico, o que permitiria contribuir para o seu reuso e conseqüente minimização dos impactos ambientais provocados pela sua destinação inadequada;
- Possibilitar a ampliação dos conceitos e usos do processo de tratamento através de filtros anaeróbios.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 FUNDAMENTOS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

3.1.1 Preliminares

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio, onde bactérias facultativas e estritamente anaeróbias degradam compostos orgânicos complexos, convertendo-os em gases metano e dióxido de carbono.

A conversão de compostos orgânicos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro estágio, um grupo de bactérias denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas (bactérias acidogênicas) transformam os materiais orgânicos complexos, tais como carboidratos, proteínas e lipídeos, em outros compostos mais simples, principalmente ácidos voláteis. Embora não ocorra a estabilização da matéria orgânica durante o primeiro estágio, este é necessário para a conversão desta em compostos mais simples, os quais servem de substrato para os microrganismos que atuam no segundo estágio.

No segundo estágio, ocorre a real estabilização da matéria orgânica, presente na fase líquida, havendo a transformação dos ácidos voláteis em gás carbônico e metano, que passam a estarem presentes na fase gasosa. Esta estabilização é feita através das bactérias denominadas formadoras de metano (bactérias metanogênicas), que são estritamente anaeróbias. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, configurando-se, portanto, uma interação comensal. Uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da estabilização do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos, aliada à grande sensibilidade às

condições ambientais, normalmente representam o fator limitante no processo de digestão como um todo (McCarty, 1964 apud Chernicharo & Campos, 1992).

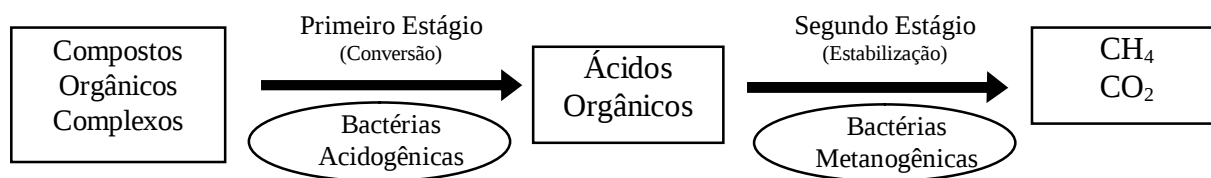


Figura 3.1 - Fluxo do processo de digestão anaeróbia

A utilização do processo de digestão anaeróbia como forma de tratamento de esgotos cresceu muito nas últimas décadas. Este crescente emprego da digestão anaeróbia se deve principalmente ao balanço energético, mais favorável que no processo aeróbio convencional. Dentre as principais vantagens citam-se:

- Baixo consumo de energia;
- Produção de gás metano;
- Baixa produção de lodo;
- Baixo custo de implantação e de operação;
- Simplicidade operacional;
- Tolerância a altas cargas;
- Sistema compacto.

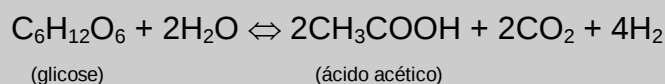
Como desvantagem, pode-se citar a grande sensibilidade do processo a mudanças bruscas das condições ambientais e o período relativamente longo para a sua partida. A biodigestão anaeróbia depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos que de controles externos. Há necessidade de uma ótima interação das bactérias, para se manter o pH no sistema no sentido de otimizar a metanogênese (Foresti, 1994).

Os microrganismos que participam do processo da digestão anaeróbia podem ser divididos em três grupos principais:

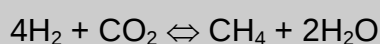
- O primeiro grupo é composto de bactérias fermentativas, que transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes, em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como a glicose.

Compostos orgânicos complexos → compostos orgânicos simples

- O segundo grupo é formado pelas bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, o qual converte os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.



- O terceiro grupo consiste de dois diferentes tipos de bactérias metanogênicas. As que utilizam o acetato transformando-o em metano e gás carbônico (bactéria metanogênica acetoclástica), enquanto o outro produz metano através da redução do gás carbônico (bactérias metanogênicas utilizadoras de CO₂) (Zehnder, 1988 e Dubourguier et al, 1987 apud Chernicharo & Campos, 1992).



A figura 3.2 ilustra as diversas etapas metabólicas e os principais grupos de microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia.

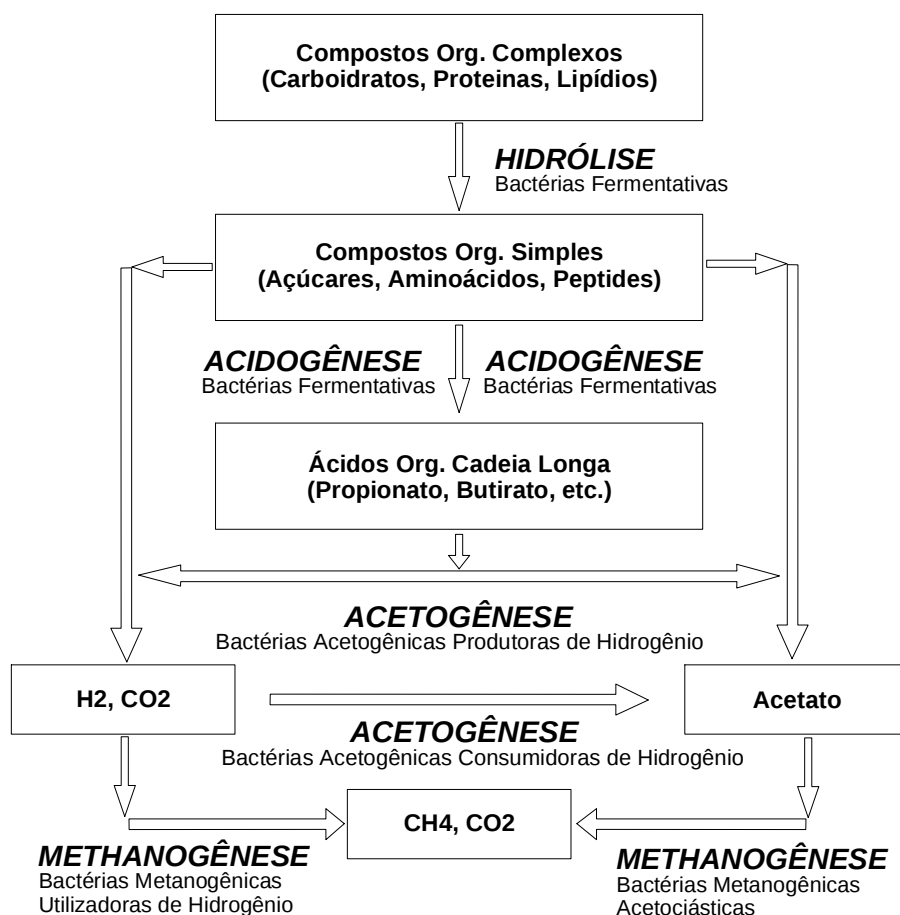


Figura 3.2 - Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia

3.1.2 Fatores ambientais

– Temperatura

Um dos fatores físicos mais importantes da digestão anaeróbia é a temperatura, uma vez que esta afeta a velocidade das reações químicas e bioquímicas. Os microrganismos atingem atividades máximas em diferentes temperaturas ótimas. Como os microrganismos não têm um mecanismo controlador próprio de temperatura é a temperatura ambiente externa que determina a temperatura no interior das células. Duas faixas ótimas de temperatura têm sido associadas à digestão anaeróbia: faixa ótima mesofílica de 30 a 35°C e faixa ótima

termofílica de 50 a 55°C, sendo a maioria dos digestores projetados para a faixa mesofílica (Chernicharo & Campos, 1992).

O abaixamento da temperatura de operação pode afetar o desempenho do reator das seguintes formas: (Foresti, 1994)

- Desbalanceamento entre a produção e o consumo de produtos intermediários (principalmente ácidos voláteis);
- Diminuição brusca e significativa da taxa de hidrólise de proteínas, lipídeos e particulados, com conseqüente diminuição da eficiência global;
- Diminuição da população metanogênica e conseqüente diminuição da eficiência.

– pH, alcalinidade e ácidos voláteis

Estes três fatores ambientais estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios. É importante manter uma concentração adequada de alcalinidade, para neutralizar os ácidos voláteis, formados no primeiro estágio da decomposição dos compostos orgânicos, e também para tamponar o pH na eventualidade de acumulação dos ácidos voláteis.

O controle do pH é fundamental para a manutenção do crescimento ótimo dos microrganismos e dos processos de conversão nos sistemas anaeróbios. A alcalinidade do sistema deve ser suficiente para manter o pH dentro da faixa considerada ótima, entre 6,6 e 7,4.

As principais fontes de alcalinidade no despejo a ser tratado são as proteínas, que ao serem hidrolisadas liberam NH_3 e a descarboxilação do acetato que gera bicarbonato. O esgoto sanitário, por apresentar elevadas concentrações de proteínas, pode produzir alcalinidade com a formação de bicarbonato de amônio, a níveis tais que propiciam a manutenção de pH dentro da faixa ótima. (Carvalho, 1994).

Quando a composição do despejo impede a formação de alcalinidade suficiente, faz-se necessária sua introdução através de compostos como a cal [CaO ou Ca(OH)_2], bicarbonato de amônia (NH_4HCO_3), carbonato de sódio (Na_2CO_3) ou bicarbonato de sódio (NaHCO_3).

O monitoramento da alcalinidade bicarbonato de reatores anaeróbios é muito mais eficaz que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala de pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear. Dessa maneira, pequeno abaixamento do pH implica em grande consumo da alcalinidade, resultando em diminuição significativa da capacidade tampão.

Os filtros anaeróbios são mais sensíveis aos efeitos de variação de pH durante seu período de partida. No entanto, uma vez que estes reatores alcançam o regime dinâmico estável, sua resistência aos efeitos de variações moderadas de pH torna-se elevada (Stronach et al, 1986 apud Carvalho, 1994).

As bactérias metanogênicas, principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica contida nos despejos, são as mais sensíveis às variações de pH. Estas bactérias apresentam crescimento máximo em pH próximo ao neutro, sendo a faixa entre 6,7 e 7,3 a mais indicada (Clark & Speece, 1970 apud Carvalho, 1994). Já para bactérias produtoras de ácidos, esta faixa varia entre 5 e 6. Porém, como a metanogênese é o passo de velocidade limitante da estabilização, o pH nos reatores anaeróbios deve ser mantido próximo ao neutro (Henze & Harremões, 1983 apud Carvalho, 1994)

3.2 PROCESSOS ANAERÓBIOS DE ALTA TAXA

3.2.1 Preliminares

Os processos anaeróbios convencionais necessitam de um tempo de detenção hidráulica muito grande, dependente do tempo de retenção celular, que resulta na construção de reatores de grande volume. Com a evolução tecnológica dos processos anaeróbios para torná-los mais eficientes, foram desenvolvidos os reatores de alta taxa, onde o tempo de retenção celular é mantido independentemente do tempo de detenção hidráulica.

O aumento do tempo de retenção celular em relação ao tempo de detenção hidráulica se baseia no princípio de reter os microrganismos ao máximo no reator. Existem basicamente três mecanismos para reter a biomassa nos sistemas de tratamento: aderidos em um meio suporte, produzindo regiões no reator com elevada concentração de microrganismos ativos dispersos em formas de flocos ou grânulos e a recirculação da biomassa. Estes processos são chamados de processos anaeróbios de alta taxa, compreende os seguintes tipos:

biodisco anaeróbio, reator anaeróbio de leito expandido e de leito fluidificado, reator anaeróbio de dois estágios, reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e os filtros anaeróbios.

3.2.2 Reatores de alta taxa mais empregados

3.2.2.1 Biodisco Anaeróbio

O biodisco aeróbio foi documentado inicialmente em 1928, mas só após o surgimento dos materiais plásticos como meios suportes efetivos, leves e econômicos, é que o processo teve uma larga aplicação no tratamento de esgotos. Neste processo, os microrganismos ficam aderidos ao meio suporte inerte, formando um filme biológico. O meio suporte, com uma configuração seqüencial de discos, é parcialmente submerso, girando vagarosamente em torno de um eixo horizontal, num tanque através do qual o esgoto flui (Chernicharo & Campos, 1992).

O biodisco anaeróbio foi desenvolvido por Friedman & Tait (1980 apud Chernicharo & Campos, 1992). A configuração do sistema é similar ao biodisco aeróbio, exceto em relação ao tanque, que é coberto para evitar o contato com o ar. Também a submergência dos discos é normalmente maior que a dos sistemas aeróbios uma vez que a transferência de oxigênio não é requerida.

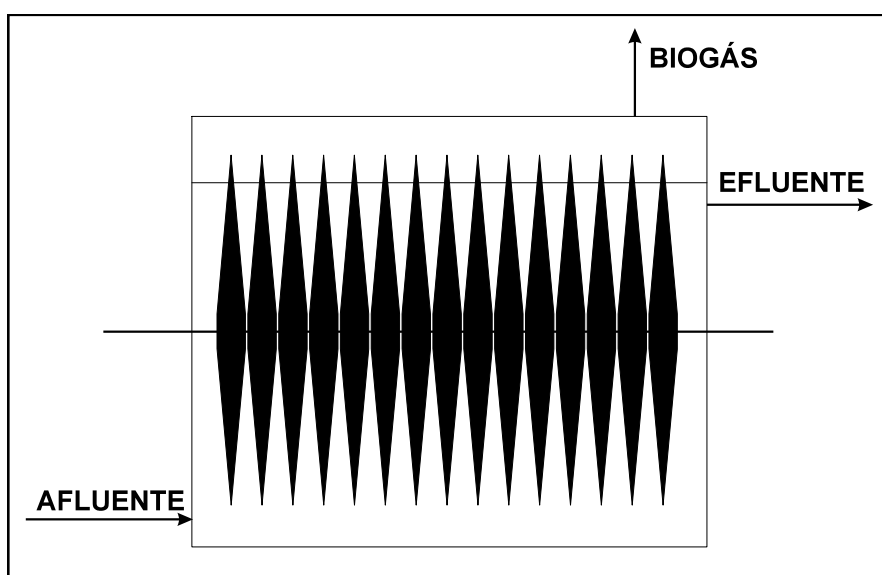


Figura 3.3 - Desenho esquemático de um Biodisco Anaeróbio

3.2.2.2 Reator Anaeróbio de Leito Expandido

O digestor tipo leito expandido, normalmente cilíndrico, é um reator que recebe o despejo a ser tratado pela parte inferior, juntamente com parte do efluente (recirculação). As elevadas taxas hidráulicas aplicadas proporcionam a expansão do meio suporte contendo a biomassa aderida, que pode ser constituído por areia, cascalho, antracito, PVC, resinas, etc. A elevada taxa de alimentação possibilita uma mistura efetiva e um excelente contato entre substrato e microrganismos. A biomassa aderida ao suporte é mantida no reator, possibilitando baixos tempos de detenção hidráulica e altas cargas orgânicas. A expansão do leito é usualmente mantida entre 10 e 20%. As partículas suporte têm diâmetros da ordem de 0,3 a 3,0 mm, são ligeiramente maiores que as empregadas nos reatores de leito fluidificado.

O sistema tem se mostrado muito eficiente quando tratando esgotos de concentrações muito baixas (na faixa de 150 a 600mgDQO/l) com tempos de detenção hidráulica mínimos (da ordem de 30 a 60 minutos). Nestas condições, eficiências de remoção de DQO de cerca de 60 a 70% foram alcançadas (Switzenbaun & Jewell, 1980 apud Chernicharo & Campos, 1992).

3.2.2.3 Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado

Os princípios de funcionamento do reator de leito fluidificado são basicamente os mesmos do reator de leito expandido, exceto para o tamanho das partículas do meio suporte e taxas de expansão. A velocidade ascensional do líquido neste caso deve ser suficientemente elevada para fluidificar o leito até o ponto além do qual a força gravitacional é igualada pela força de arraste. Uma elevada taxa de recirculação é requerida e cada partícula independente não guarda uma posição fixa dentro do leito. A expansão de partículas muito finas (0,5 a 0,7 mm) garante uma enorme área superficial para o crescimento de um filme uniforme ao redor de cada partícula. O grau de expansão geralmente varia entre 30 a 100%. (Stronach et al, 1986 apud Chernicharo & Campos, 1992).

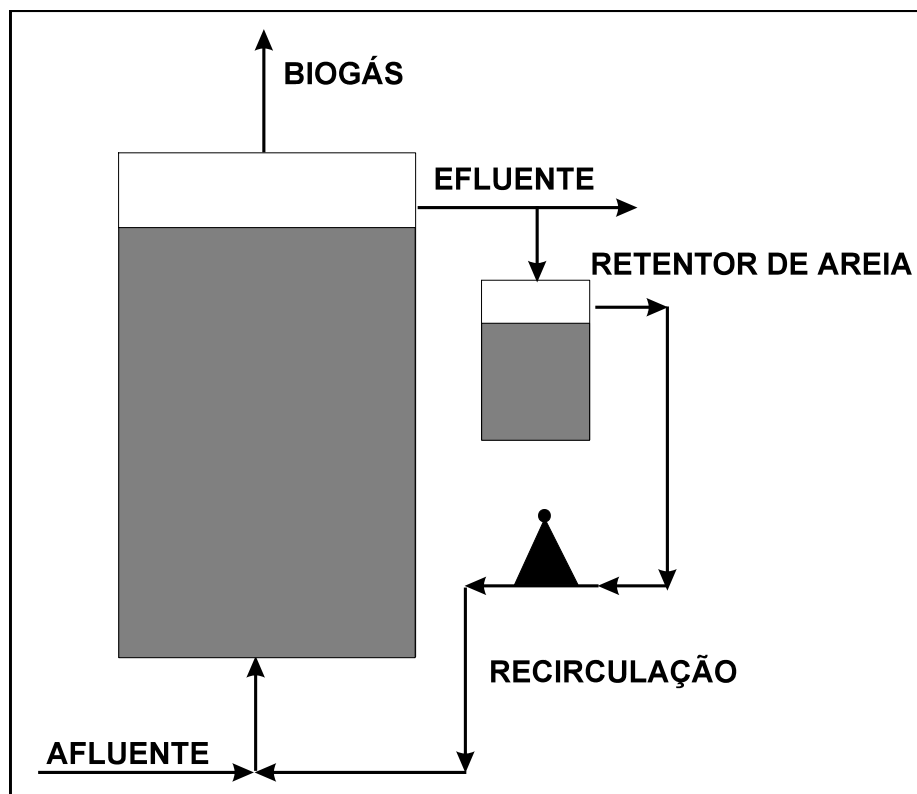


Figura 3.4 - Desenho esquemático de um Reator de Leito Expandido/Fluidificado

3.2.2.4 Reator Anaeróbio de Dois Estágios

O processo de dois estágios ou de recirculação de sólidos consiste basicamente de um reator de primeiro estágio de mistura completa e com alimentação contínua, seguido de um dispositivo para separação de sólidos e líquidos. A essência do processo de dois estágios é que grande parte da biomassa floculada do reator, juntamente com os sólidos afluentes não digeridos, arrastada para fora do sistema, seja retida através de um dispositivo de separação de sólidos e retornada ao reator de primeiro estágio, onde é misturada com o esgoto afluente.

A dificuldade prática do processo de dois estágios é a separação e concentração dos sólidos do efluente, uma vez que a presença de partículas produtoras de gás tende a fazer com que os flocos de biomassa subam ao invés de sedimentarem. Diversos métodos têm sido empregados ou recomendados para eliminar estes problemas, seja através da sedimentação, floculação química, degaseificação a vácuo, flotação e centrifugação, choque térmico, membrana filtrante, etc (Campos, 1990 apud Carvalho, 1994).

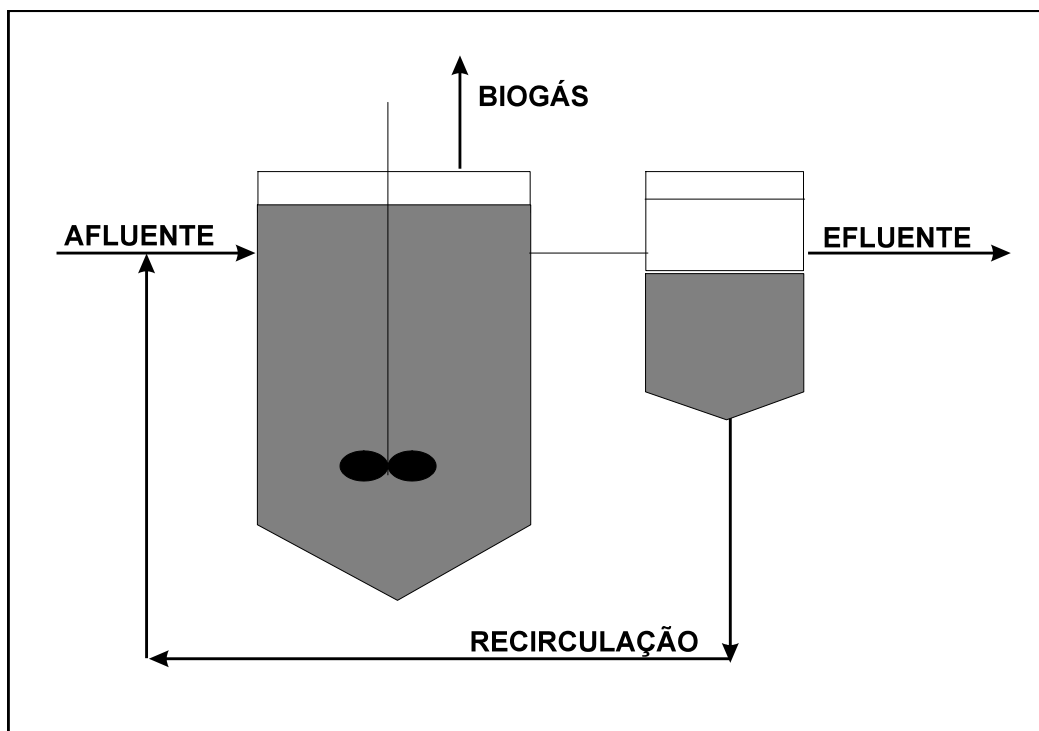


Figura 3.5 - Desenho esquemático de um Reator de Dois Estágios

3.2.2.5 Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB)

O processo consiste na passagem de um fluxo ascendente de esgotos através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. Na sua parte superior o reator é dotado de um aparato de separação de fases, onde o biogás é desviado para uma câmara de gás e o líquido e os sólidos vão para um decantador. Neste, os sólidos, livres de influência perturbadora do biogás, sedimentam e retornam para a região de digestão, formando uma biomassa de elevada concentração no interior do reator. Devido ao acúmulo muito grande de bactérias neste leito, este tipo de reator permite o tratamento de elevadas cargas orgânicas e, portanto, baixos tempos de detenção hidráulica.

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás. O projeto de reatores de manta de lodo é bastante simples e não demanda a implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meios suportes para a retenção da biomassa (Chernicharo & Campos, 1992).

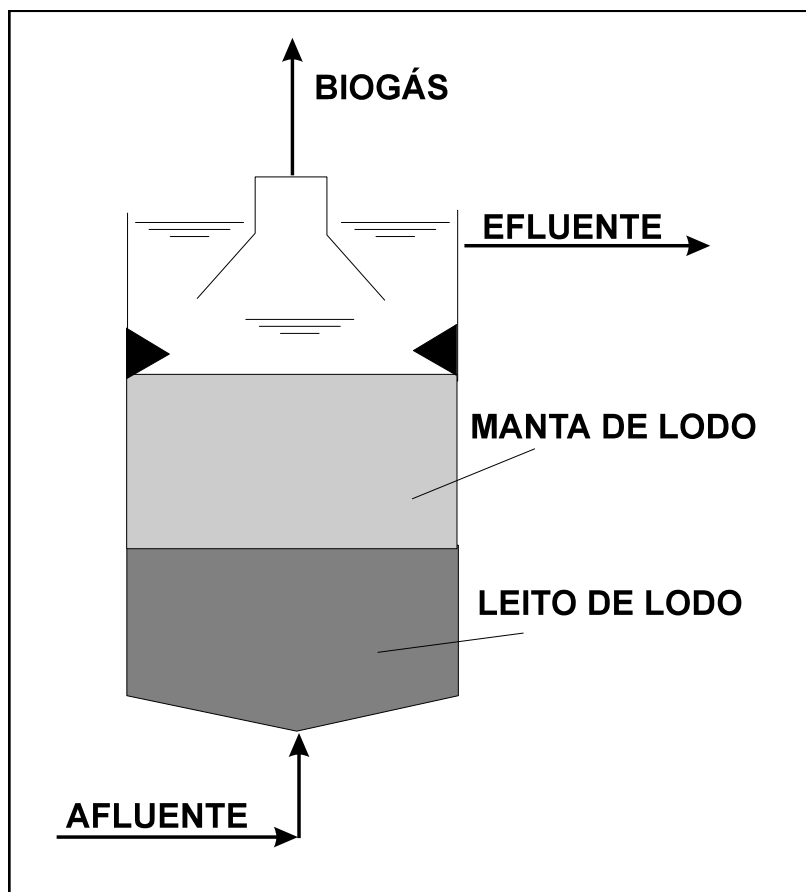


Figura 3.6 - Desenho esquemático de um Reator Anaeróbico de Manta de Lodo

3.2.2.6 Filtro Anaeróbico

O filtro anaeróbico é um reator no qual a matéria orgânica é estabilizada através da ação de microrganismos que ficam retidos nos interstícios ou aderidos ao material suporte que constitui o leito através do qual os despejos líquidos escoam.

Os primeiros trabalhos acerca dos filtros anaeróbios datam do final da década de sessenta e, desde então, estes filtros têm tido uma aplicação crescente no tratamento de esgotos domésticos e diferentes tipos de efluentes industriais.

Estes filtros são usualmente operados com fluxo vertical, tanto ascendente como descendente, sendo o de fluxo ascendente o mais utilizado. Os filtros anaeróbios consistem basicamente de tanques preenchidos com leito de pedra ou de outro material inerte, estes últimos servindo de meio suporte para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo processo de estabilização da matéria orgânica. No caso do filtro de fluxo ascendente, o

líquido penetra pela base, flui através de uma camada filtrante (leito) e é descarregado na parte superior. No caso do fluxo descendente o líquido percorre o sentido inverso.

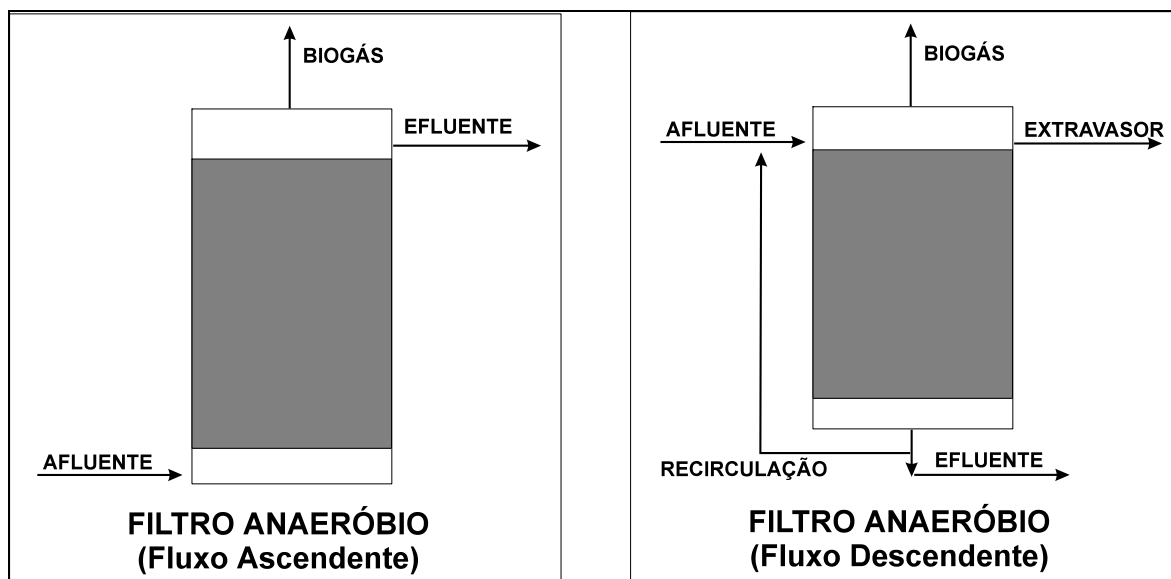


Figura 3.7 - Desenho esquemático de Filtros Anaeróbios

3.3 FILTROS ANAERÓBIOS APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES

3.3.1 Aplicações ao tratamento de esgotos sanitários e industriais

O entendimento cada vez maior da microbiologia e da bioquímica dos processos anaeróbios tem aberto novas perspectivas para o tratamento de efluentes líquidos industriais e esgotos domésticos.

Algumas vantagens podem ser associadas à utilização dos filtros anaeróbios tais como:

- baixo custo operacional uma vez que não há consumo de energia;
- produção de material combustível (gás metano);
- simplicidade operacional, não exigindo qualquer operação sofisticada;
- baixo custo de manutenção;
- baixo custo de implantação, podendo ser construídos em alvenaria comum ou armada.

Os filtros anaeróbios têm sido objeto de intensas pesquisas em diversos países. O marco inicial foi o trabalho realizado por Young & McCarty em 1967, que operaram filtros anaeróbios em escala de laboratório, verificando que esse tipo de reator poderia oferecer eficiência na remoção de DBO superior a 80% para pequenos tempos de detenção hidráulica.

Existem vários experimentos no Brasil em que o sistema tanque séptico-filtro anaeróbio foi utilizado com sucesso no tratamento de esgoto sanitário. Em Minas Gerais, especificamente, vários sistemas foram implantados em áreas rurais e também para tratamento de efluentes de diferentes tipos de indústrias.

Daltro & Povinelli (1985) desenvolveram estudos com o sistema fossa-filtro no tratamento de esgotos domésticos. Os volumes da fossa e do filtro foram de 5,40 m³ e 0,59 m³ respectivamente e altura do filtro de 0,67 m. O material suporte foi a brita de graduação nº 4 com diâmetro de 3 a 5 cm, porosidade média de 45% e superfície específica de 140 m²/m³. Os resultados alcançados demonstraram que o sistema foi eficiente tendo-se conseguido reduções acima de 70%, para tempos de detenção hidráulica de 12 horas, tendo o efluente final uma concentração média de 160 mg/l de DQO bruta.

Outra experiência foi feita por Vieira & Sobrinho (1983) com o sistema fossa-filtro tratando esgotos domésticos, com volumes da câmara de decantação de 0,5m³ e do filtro anaeróbio de 2m³, utilizando a brita nº 4 como material de enchimento. O sistema atingiu bons resultados de remoção de DBO e DQO de 83% e 80%, respectivamente, para tempos de detenção hidráulica de 4,1 horas na câmara de decantação da fossa, e 19 horas no filtro.

Os estudos sobre o tratamento de despejos industriais através de processos anaeróbios são numerosos. Geralmente, a maioria desses despejos pode ser tratada anaerobicamente com razoável eficiência. O quadro 3.1 apresenta exemplos de despejos passíveis de tratamento por filtros anaeróbios (Carvalho, 1994).

Quadro 3.1 - Tipos de despejos passíveis de tratamento por filtro anaeróbio

• Usinas de açúcar e álcool	• Chorume
• Águas de lavagem de garrafas	• Indústria têxtil
• Matadouros e frigoríficos	• Cervejarias
• Laticínios	• Indústria petroquímica
• Cítricos	• Coqueria
• Curtumes	• Indústria química
• Indústria alimentícia	• Indústria farmacêutica

Fonte: Adaptado de Carvalho (1994)

3.3.2 Configuração do filtro anaeróbio

De acordo com a norma NBR 7229/93, a forma do filtro anaeróbio deve ser retangular ou circular, com diâmetro mínimo de 0,95m ou largura mínima de 0,85m. O diâmetro máximo e a largura não devem exceder a três vezes a profundidade útil. A referida norma estabelece, ainda, alturas de 0,30m para o fundo falso, 1,20m para o meio suporte e 0,30m para a lâmina líquida entre o meio suporte e o topo da calha coletora do efluente, perfazendo uma altura útil total igual a 1,80m. A figura a seguir ilustra a configuração básica do filtro anaeróbio de que trata a NBR 7229/93, ressaltando-se que o mesmo destina-se ao pós tratamento de efluentes de fossas sépticas.

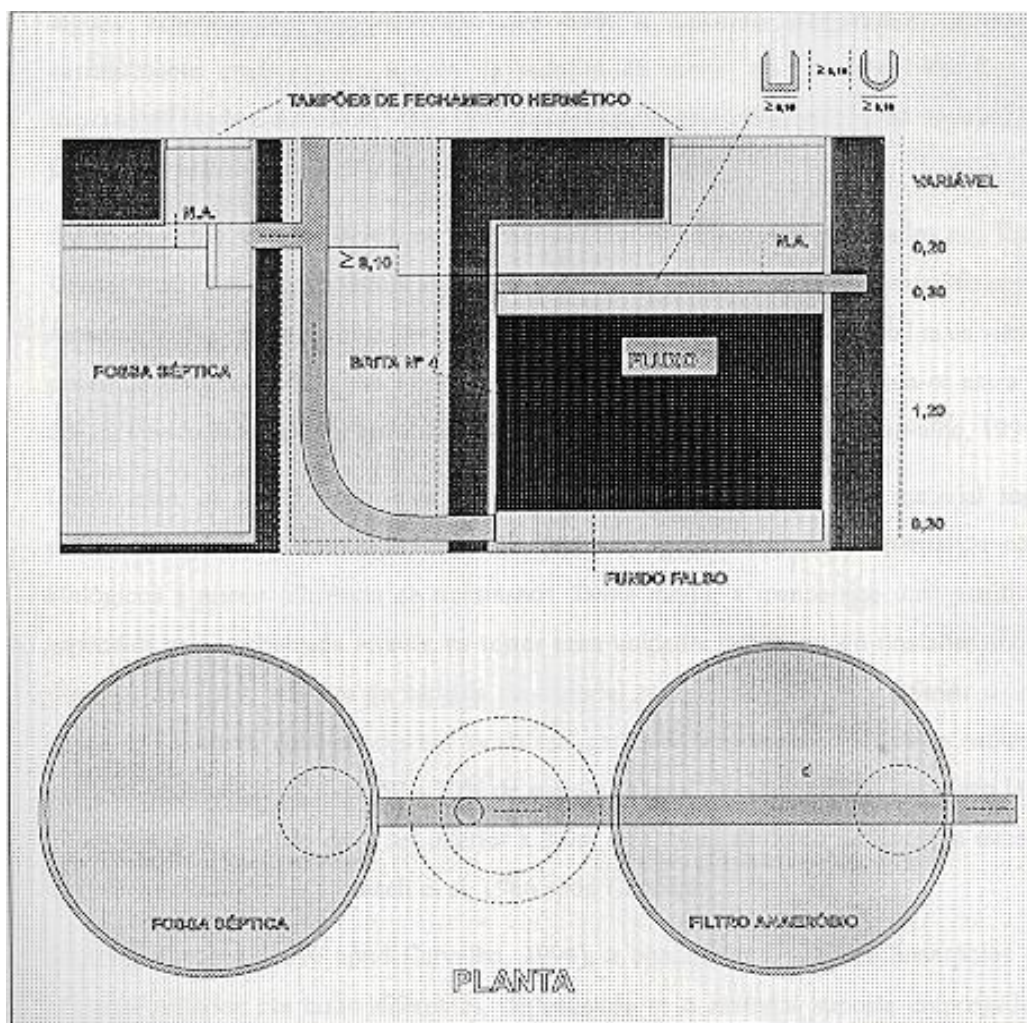


Figura 3.8 - Configuração básica do filtro anaeróbico normatizado pela NBR 7229/93

Com relação ao efeito da altura dos filtros anaeróbios com fluxo ascendente na eficiência de remoção da matéria orgânica, existe certa unanimidade entre os pesquisadores de que grande parte da estabilização ocorre na parte inferior desses reatores, o que limita, desta forma, a altura dos mesmos. Geralmente, a utilização de unidades mais baixas proporciona considerável diminuição no custo de construção destes reatores.

Na maior parte dos estudos com filtros anaeróbios de fluxo ascendente, o perfil da concentração de DQO ao longo da altura das unidades tem indicado que o incremento na remoção de DQO solúvel é muito pequeno quando a altura é superior a 1,0 m. No entanto, alguns experimentos têm mostrado que com o aumento progressivo da taxa de carregamento orgânico, em função da redução do tempo de detenção hidráulica, esse incremento tende a aumentar, visto que a concentração de ácidos voláteis no topo do reator passa a ser maior (Stronach et al, 1986 apud Carvalho, 1994).

De acordo com Young (1990), os filtros anaeróbios em escala real projetados nos Estados Unidos e no Canadá apresentam altura entre 3 e 13 m, para a maioria dos materiais suportes plásticos. No entanto, como no Brasil o tipo de material suporte comercial mais viável do ponto de vista econômico são as pedras britadas, a altura recomendada situa-se entre 0,8 e 2,0 m, devido às restrições estruturais e funcionais (Campos, 1990 apud Carvalho, 1994).

Geralmente, os filtros anaeróbios que possuem volume da camada de material suporte menor ou igual a 50% de seu volume total têm apresentado maior perda de sólidos biológicos e menor eficiência de tratamento. Deste modo, a menos que uma justificativa específica seja encontrada através de testes com unidades piloto ou de unidades tratando despejos similares, a altura da camada de material suporte não deve ser inferior a $2/3$ da altura dos reatores. As unidades em escala real geralmente apresentam altura da camada de material suporte em torno de 50 a 70% de sua altura total (Young, 1990). Por outro lado, a altura das unidades não deve ser inferior a 2,0m, por causa do risco de lavagem excessiva dos sólidos biológicos (Stronach et al, 1986 apud Carvalho, 1994).

Segundo Campos (1990 apud Carvalho, 1994), a concepção dos filtros anaeróbios pode respeitar critérios um tanto diferentes, dependendo se o material suporte empregado for plástico altamente poroso ou britas. No primeiro caso, verifica-se a possibilidade de emprego de reatores com altura muito maior e, portanto, área de instalação relativamente menor que no segundo caso.

Em termos de otimização de projeto e flexibilização operacional, os filtros anaeróbios não devem ser excessivamente altos. Por exemplo, em vez de se construir uma unidade de determinado diâmetro e altura igual a 6 metros, é preferível que se construa duas unidades com 3m de altura operadas em paralelo (Young, 1992 apud Carvalho, 1994).

Apresenta-se no quadro 3.2, a seguir, algumas características específicas dos filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente.

Quadro 3.2 - Características dos filtros anaeróbios ascendentes e descendentes

Filtro de fluxo ascendente	Filtro de fluxo descendente
Fração significativa de sólidos suspensos encontra-se retida nos interstícios da camada suporte na forma de grânulos e flocos	Frações significativas dos sólidos suspensos são retidas no reator na forma de biofilme
Maior parte da estabilização dos despejos ocorre na parte inferior do reator (a menos de 1/3 da altura)	-
Grande acúmulo de sólidos no fundo do reator	Grande acúmulo de sólidos no topo do reator
São mais indicados para o tratamento de despejos com baixa concentração de sólidos suspensos	Permitem o tratamento de despejos com elevadas concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos
Geralmente não necessitam de recirculação do efluente	A recirculação do efluente se faz necessária

3.3.3 Eficiência do processo

Os sistemas mais recentes que utilizam o processo de filtro anaeróbio têm apresentado boa eficiência. Verifica-se que o tempo médio de residência dos microrganismos nos reatores é muito elevado devido ao fato destes estarem fixados ao meio suporte, ou retidos em seus interstícios, propiciando então o bom desempenho do processo de tratamento. As características mais importantes de um tratamento biológico são o tempo de residência dos sólidos, a quantidade e a atividade dos microrganismos presentes no reator e o contato entre os microrganismos e a biomassa. Esses fatores contribuem significativamente para o desenvolvimento de processos de tratamento anaeróbios mais eficientes. Os elevados tempos médios de residência de sólidos nos reatores, que podem chegar até 100 dias, associados a tempos de detenção hidráulica curtos, têm propiciado o uso do filtro anaeróbio para o tratamento de águas residuárias de baixa concentração orgânica.

Os resultados do desempenho do filtro anaeróbio em diferentes pesquisas têm sido muito satisfatórios. O quadro 3.3 apresenta os resultados de algumas pesquisas, utilizando diversos tipos de afluentes e comprovando a grande potencialidade dos filtros anaeróbios.

Quadro 3.3 - Resultados de pesquisas com filtros anaeróbios

Tipo despejo	Tipo de meio suporte	Concentração afluente (mg/l)		Tempo Detenção Hidráulica (h)	Eficiência de remoção (%)		Referência
		DQO	DBO		DQO	DBO	
Doméstico	Brita	534	-	8 - 24	59	-	Daltro (1988) apud Carvalho (1994)
Glicose	Pedregulho	1500	3000	4 - 72	37 - 92	63 - 93	Young & McCarty (1969)
Farmacêutico	n.i.	-	2000	36	-	94	Jennet & Rand (1974)
Cervejaria	n.i.	6000 - 24000	-	15 - 330	90	-	Lovan & Foree (1971)
Processamento peixe	n.i.	466	407	74 - 38	80,7	74,9	Hudson et al
Processamento batata	Pedregulho	1358 - 2341	-	24	70 - 92	-	Pivelli (1983)
Conserva alimentícia	n.i.	61 - 641	-	16 - 24	80	-	Paula Jr (1985)
Processamento trigo	n.i.	-	8800	22	-	64	Taylor (1972)
Chorume	Pedregulho	13780	-	12 - 96	60 - 95	-	Henry et al (1987)
Laticínio	Cilindro fibras poliéster	56000	-	24 - 240	88 - 95	-	Cánovaz-Díaz et al (1988)
Vinhoto	Anéis cerâmicos	10000 - 50000	-	48 - 120	57 - 79	-	Carrondo et al (1983)
Curtume	Pedregulho	330 - 5600	-	72	80	-	Arora et al (1975)

Fonte: Adaptado de Campos & Dias (1989)

n.i. - não informado

3.4 MEIO SUPORTE

A camada de material suporte tem por finalidade principal reter sólidos biológicos no interior do filtro anaeróbio. Esses sólidos encontram-se aderidos à superfície do material suporte, na forma de biofilme, ou retidos nos espaços intersticiais dessa camada na forma de agregados, tais como flocos e grânulos. São as seguintes as principais finalidades da camada de material suporte (Young, 1990 & Souza, 1982b apud Carvalho, 1994):

- i) atua como um dispositivo para separar os sólidos dos gases;
- ii) ajuda a promover a uniformização do escoamento no reator;
- iii) melhora o contato entre os constituintes do despejo afluyente e os sólidos biológicos contidos no reator;
- iv) permite o acúmulo de grande quantidade desses sólidos, com o conseqüente aumento do tempo de retenção celular;
- v) atua como uma barreira física para evitar que os sólidos biológicos sejam carregados para fora do sistema de tratamento.

No quadro 3.4 são apresentadas as principais características desejáveis para o material suporte de filtros anaeróbios.

Quadro 3.4 - Características dos materiais suporte

Características	Objetivo
Ser estruturalmente resistente	suportar o próprio peso, adicionado ao peso dos sólidos biológicos aderidos à sua superfície
Ser biológica e quimicamente inerte	não haver reação entre o leito e os microrganismos
Ser suficientemente leve	evitar a necessidade de estruturas pesadas e caras, e permitir a construção de filtros relativamente mais altos, o que implica numa redução da área necessária à instalação do sistema
Possuir grande área específica	permitir maior aderência de sólidos biológicos
Possuir porosidade elevada	permitir uma maior área livre disponível para a acumulação de bactérias e para reduzir a possibilidade de colmatagem
Possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos	diminuir o tempo de partida do reator
Apresentar formato não achatado ou liso	garantir uma porosidade elevada
Preço reduzido	viabilizar o processo, não apenas tecnicamente, mas também economicamente

Fonte: Adaptado de Souza, 1982b apud Carvalho, 1994

Tradicionalmente, tem-se adotado pedra britada com diâmetro entre 5,0 e 10,0 cm, previamente lavada e isenta de outras substâncias estranhas capazes de prejudicar a eficiência do processo. No Brasil, utiliza-se, com frequência, a brita nº 4. Entretanto, o emprego de britas reduz o volume útil dos reatores em cerca de 50%, além de obrigar a construção de pesadas estruturas para contenção (Pessoa & Villela, 1992 apud Carvalho, 1994).

Outro tipo de meio suporte mais recentemente empregado em filtros é o do tipo plástico. A grande vantagem do material plástico está na sua alta porosidade, elevada área superficial e baixo peso, o que facilita seu transporte e arranjo dos reatores.

O tipo de material suporte possui uma grande influência na formação do biofilme. No caso, superfícies porosas favorecem o desenvolvimento de biofilme, além de minimizarem o volume ómorteô do reator (Henze & Harremoes, 1983 apud Carvalho, 1994).

A colmatção da camada de material suporte tem sido motivo de grande preocupação por parte dos projetistas e operadores de filtros anaeróbios, especialmente no caso de britas e materiais flutuantes. Recentemente, métodos para remoção periódica do excesso de sólidos biológicos da camada de material suporte têm sido incluídos nos projetos. No entanto, o problema com a colmatção não tem sido verificado nos filtros preenchidos com material de área superficial superior a $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Young, 1990).

No quadro 3.5 são listados vários tipos de materiais suporte empregados em filtros anaeróbios.

Quadro 3.5 - Tipos de materiais suporte utilizados em filtros anaeróbios.

Material Suporte	Diâmetro máximo (mm)	Área superficial específica (m^2/m^3)	Porosidade (%)	Referência
Quartzo	40	n.i.	42	Arora et al (1975)
Pedregulhos	25 a 38	n.i.	n.i.	El-shafie & Blood (1973)
Blocos cerâmicos	n.i.	n.i.	n.i.	Hall (1982)
Concha de ostras	60 a 100	n.i.	82	Hudson et al (1978)
Britas de granito	25 a 38	n.i.	53	Hudson et al (1978)
Calcário	25 a 40	n.i.	n.i.	Lovan & Foree(1971)
Anéis plásticos	n.i.	n.i.	90	Mosey(1978)
Cilindros vazados	90	102	95	Young & Dahab (1982)

(Continua)

Material Suporte	Diâmetro máximo (mm)	Área superficial específica (m ² /m ³)	Porosidade (%)	Referência
Britas	40 a 50	n.i.	n.i.	Wilkie & Newell(1981)
Blocos modulares PVC	n.i.	132	95	Young & Dahab (1982)
Granito	25 a 75	n.i.	40	Richter & Mackie(1971)
Britas	25 a 38	n.i.	47	Dennis & Jennett (1978)
Britas	25 a 40	n.i.	42	Brown et al (1981)
Concha de mexilhão	n.i.	n.i.	77	Colleran et al (1982)
Esferas de polipropileno	90	89	>95	Young & Dahab (1982)

Fonte: adaptado de Henze & Harremoës (1983)

n.i. = não informado

3.4.1 Escória de Alto-Forno

A escória de alto-forno é um material obtido nas siderúrgicas no processo de redução do minério de ferro. O carregamento do forno é feito introduzindo-se o minério, o combustível e os fundentes, os quais, à medida que as reações se processam, vão descendo até atingir a parte inferior do forno, onde chegam sob a forma de gusa e escória líquidos. Uma vez iniciada a corrida, a separação dos dois materiais se dá pela diferença de suas densidades (Couto et al, 1990).

A composição química da escória é determinada pelos elementos que contribuem na sua formação: a ganga (material inerte do minério), os fundentes (substâncias ou materiais que auxiliam a fusão dos metais) e as cinzas do combustível utilizado (carvão de madeira ou coque). Os principais componentes das escórias são: sílica (SiO₂) e Alumina (Al₂O₃), provenientes da ganga, e cal (CaO) proveniente do calcário utilizado como fundente (Couto et al, 1990).

Uma das propriedades mais importantes da escória, sob o ponto de vista siderúrgico, é a sua fluidez, a qual depende da relação entre os teores de cal e sílica, denominado índice de basicidade simplificado. A proporção de cal tem importância especial para a remoção do enxofre. Em altos-fornos a carvão de madeira, esta circunstância tem importância secundária já que este tipo de combustível não contém quase nenhum enxofre. O teor elevado de enxofre no coque exige uma maior quantidade de cal, originando então uma escória básica. As escórias obtidas em fornos a carvão de madeira apresentam então a sílica como componente predominante e são classificadas como ácidas (Couto et al, 1990).

A escória fundida, ao sair do alto-forno à temperatura de 1400°C, pode ser submetida a diferentes processos de resfriamento que conferem ao material características particulares. Se o resfriamento for obtido com grandes quantidades de água, o material produzido será escória granulada, a qual é parcialmente utilizada pela indústria cimenteira e que também pode ser empregada como agregado miúdo. No caso da escória ser resfriada ao ar, ou com pouca água, obtém-se uma escória em blocos denominada bruta, que depois de britada e classificada pode ser utilizada como meio suporte em filtros anaeróbios (Couto et al, 1990).

A escória, ao sair do resfriamento, não pode ser utilizada imediatamente, precisando um tempo de cura, quer dizer, um tempo suficiente para que todas as reações químicas se processem no seu interior tornando-a um material inerte.

Foi feito um levantamento de dados sobre a geração e destinação das escórias de alto-forno entre as maiores siderúrgicas de Minas Gerais: Açominas, Usiminas, Mannesmann e Acesita. Os quadros 3.6 e 3.7 mostram os resultados obtidos, podendo verificar o potencial de reutilização da escória de alto-forno.

Quadro 3.6 - Tipos de escória produzidos nas siderúrgicas

USINA	Escória granulada (%)	Escória bruta (%)
Açominas	80	20
Acesita	-	100
Usiminas	95	5
Mannesmann	-	100

Fonte: Pereira (1990)

Quadro 3.7 - Produção diária de escória de alto-forno

Usina	Produção diária (toneladas/dia)
Açominas	1417
Acesita	335
Usiminas	300
Mannesmann	90

Fonte: Pereira. (1990)

Quadro 3.8 - Destinação da escória de alto-forno

USINA	Comercialização	Sinterização	Pesquisa	Estoque
Açominas	95	5	-	-
Acesita	-	-	-	100
Usiminas	95	-	5	-
Mannesmann	100	-	-	-

Fonte: Pereira. (1990)

Quadro 3.9 - Custos comparativos da escória e brita nº 4

Usina	Tipo de escória	Valor por tonelada R\$ **
Açominas	Granulada *	11,40
Acesita	Bruta	-
Usiminas	Granulada *	10,40
Mannesmann	Bruta	2,00
Brita nº 4	-	15,00

* Tipo de escória utilizada na fabricação de cimento Portland

** Referência fevereiro de 1996 (1 R\$ = 1 US\$)

As escórias já vêm sendo estudadas para diferentes usos, tais como:

- Agregado para concretos e argamassas;
- Materiais para pavimentação de estradas;
- Materiais pozolânicos.

3.5 TRAÇADOR RADIOATIVO

A ocorrência de curtos circuitos e de zonas mortas em reatores biológicos pode fazer com que uma parcela significativa do efluente tenha acesso ao dispositivo de saída em tempo menor que o desejável, enquanto outra parcela pode ficar retida no reator por tempo maior que o necessário (Foresti, 1994). A identificação das características hidrodinâmica no interior de um reator biológico pode ser feita através da utilização de traçadores de diferentes tipos.

O potencial de utilização de radio traçadores como o Br^{82} é bastante grande, face às vantagens apresentadas por este traçador (Pinto et al, 1995):

- Emissor de energia gama, podendo ser facilmente detectado pelo lado de fora dos reatores;
- Altamente solúvel em água;
- Adsorção mínima em superfícies sólidas;
- Meia vida conveniente;
- Facilmente produzidos em reatores de pesquisa.

As principais desvantagens do uso de traçador radioativo são (Pinto et al, 1995):

- Exigência de pessoal e equipamentos especializados;
- Cuidados necessários com os aspectos de radioproteção;
- Necessidade de produção do radioisótopo (reator nuclear).

O emprego de radio traçadores não introduz nenhuma perturbação no procedimento normal de operação no filtro. O KBr é constituído por ligações eletrovalentes, altamente solúvel em água e minimamente absorvível. Deste modo, logo após a injeção e durante todo o tempo de trânsito no reator o radioisótopo se dispersa na fase líquida do efluente (Pinto et al, 1995).

4. METODOLOGIA

4.1 MATERIAL E MÉTODOS

4.1.1 Alimentação dos esgotos

O trabalho de pesquisa com o filtro anaeróbio piloto foi desenvolvido no Laboratório de Instalações Piloto (LIP) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), localizado à rua Guaicurus, 187. Este laboratório recebia esgotos para a alimentação do filtro anaeróbio e outras unidades piloto, diretamente do interceptor da margem direita do Ribeirão Arrudas, sendo o sistema de bombeamento automatizado através de quadro de controle e eletrodos de nível específicos. O esquema geral da instalação é apresentado na figura 4.1.

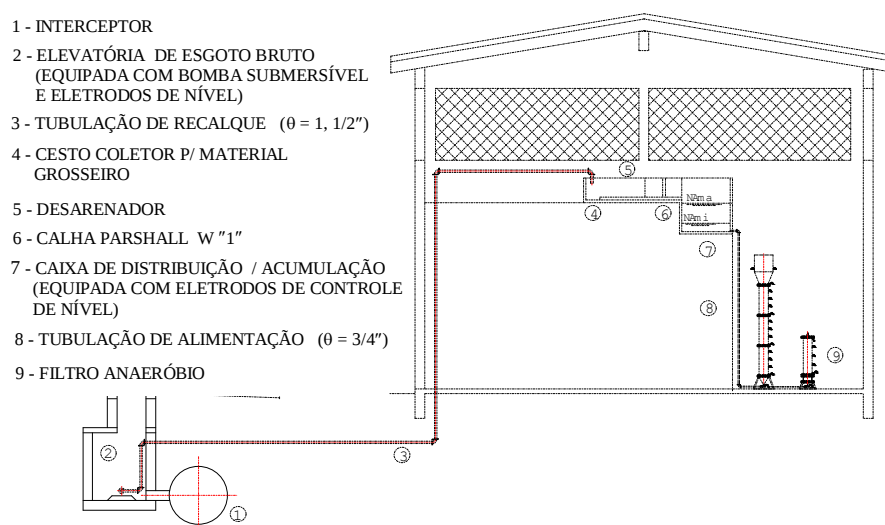


Fig. 4.1 - Desenho esquemático da alimentação de esgotos do Laboratório de Instalações Piloto (LIP)

4.1.1.1 Automação

A automação do sistema de bombeamento se deu em duas etapas: inicialmente, os esgotos eram bombeados uma vez por dia do interceptor (1) para o poço da elevatória (2), e desta para interior do LIP. A partir da elevatória o sistema era automatizado através de eletrodos de nível localizados em seu interior e na caixa de distribuição/acumulação (7). Esta automação parcial do sistema de alimentação do LIP se mostrou problemática e trabalhosa, uma vez que havia necessidade de alimentação não automatizada do poço da elevatória. Tal sistema funcionou no período de 25 de maio de 1994 a 22 de março de 1995 (dias 1 a 303 de operação). Numa segunda etapa, a partir de 23 de março de 1995, a bomba submersível foi reinstalada no interior do interceptor, sendo utilizada uma gaiola de fibra de vidro com furos de 20mm para a proteção da mesma. À gaiola de proteção, foram incorporados defletores de fluxo, tubo-guia e eletrodos de nível para a proteção da bomba. São as seguintes as características principais da instalação de recalque:

- Bomba submersível: modelo ABS 300M, ½ CV;
- Tubulação de recalque: PVC roscável, ϕ 1,1/2";
- Extensão da linha de recalque: ~ 20 metros;
- Altura geométrica de recalque: ~ 8,0 metros.

4.1.1.2 Tratamento preliminar

Os esgotos brutos, antes de alimentarem o filtro anaeróbio, foram submetidos a um tratamento preliminar através de unidades de retenção de sólidos grosseiros (4) e areia (5), sendo em seguida encaminhados a um tanque de acumulação/distribuição (7). São as seguintes as características principais das unidades que compõem o tratamento preliminar:

- Cesto coletor de sólidos grosseiros de 20 cm de diâmetro e furos de 5/8";
- Caixa de areia (75x10x26cm), equipada com 3 registros de esfera, diâmetro de 3/4" para o esgotamento dos sólidos;
- Calha parshall (W=1");
- Caixa de acumulação/distribuição de dimensões: (100x60x60cm), equipada com eletrodos de controle de nível.

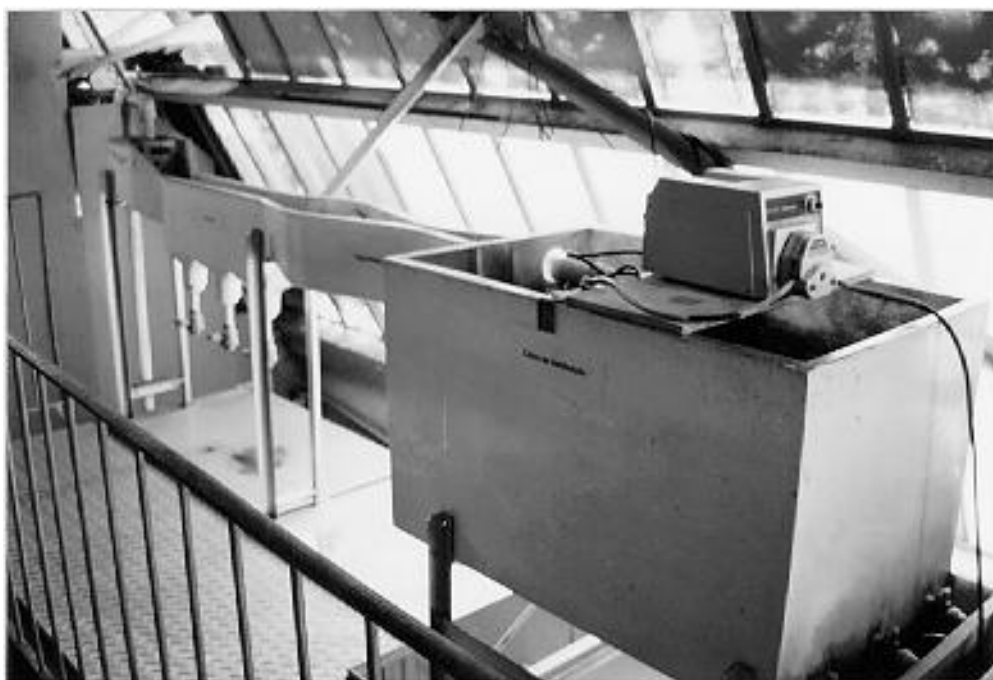


Figura 4.2 - Tratamento preliminar

4.1.1.3 Alimentação do filtro anaeróbio

A alimentação do filtro se deu inicialmente através da regulação de um registro 1/2", instalado na caixa de distribuição, e mangueira cristal $\phi \frac{3}{4}$. A partir de 29 de novembro de 1994, dia 190 de operação, passou-se a fazer a alimentação do filtro com uma bomba peristáltica Masterflex com as seguintes características:

- Modelo: 7521-40;
- Velocidade: 1 a 100 rpm;
- Tubulação: neoprene nº 25 (ϕ 4,8mm);
- Cabeça: easy load modelo 7518-10.

4.1.2 Filtro Piloto

O filtro piloto utilizado nos experimentos é mostrado nas figuras 4.3 e 4.4. São as seguintes as suas principais características:

- Material: fibra de vidro
- Diâmetro interno: 300 mm
- Altura total: 1,5 m
- Altura do leito: 1,0 m
- Volume total: 102,4 litros
- Volume útil: 69,5 litros
- Área superficial do filtro: $0,071 \text{ m}^2$
- Pontos de amostragem: espaçados a cada 30 cm
- Placa suporte perfurada: 37 furos de 20 mm de diâmetro distribuídos uniformemente.

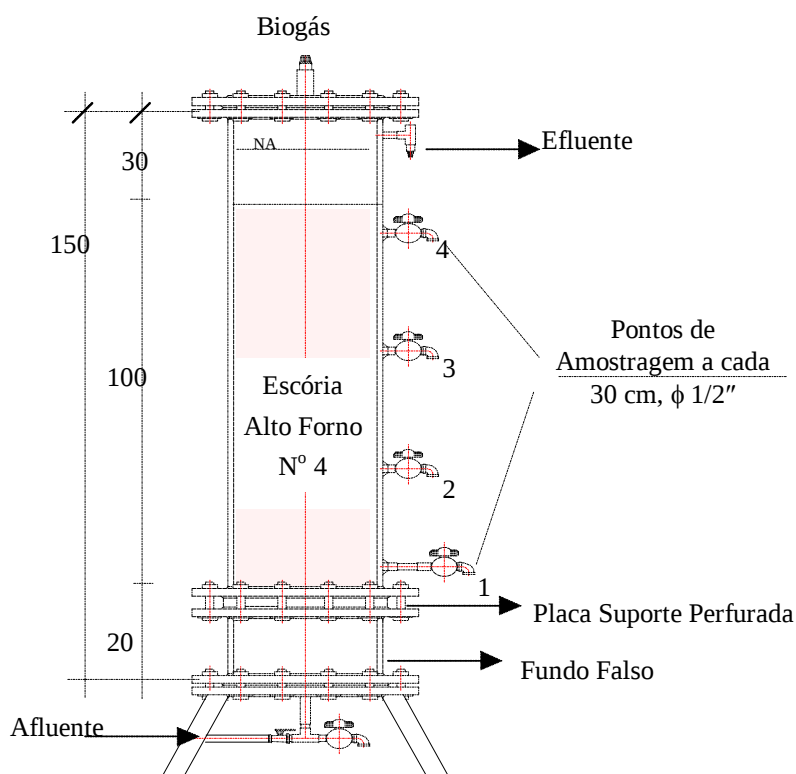


Figura 4.3 - Desenho esquemático do Filtro Anaeróbio



Figura 4.4 - Filtro anaeróbio piloto

4.1.3 Escória de Alto-Forno

A escória de alto-forno utilizada como meio suporte no filtro anaeróbio foi a do tipo ácida bruta, da siderúrgica ACESITA (Aços Especiais Itabira).

A escória utilizada apresentou estrutura cristalina, coloração cinza e textura superficial porosa. A estrutura cristalina é consequência do resfriamento ao ar ou com pouca água. A escória foi obtida em grandes blocos, posteriormente britados, de forma a se obter a granulometria utilizada no estudo (gradação de brita 4), ϕ 50 a 76 mm, conforme determina a NBR 7229/93.

A caracterização tecnológica desta escória foi realizada de acordo com os parâmetros estabelecidos pela normatização brasileira e/ou estrangeira para utilização como agregado.

A análise dos principais componentes da escória indicou uma composição química na qual os teores de CaO, SiO₂, Al₂O₃, MgO, FeO, MnO e S (total) se situaram dentro dos limites estabelecidos pelas normas referentes à utilização de escória como agregado (ver quadro 4.1).

Foram verificados os teores de impurezas orgânicas, torrões de argila e material pulverulento, tendo sido atendidos os limites estabelecidos pela normatização. A reatividade potencial, que é a possível reação entre o álcalis do cimento com a sílica do agregado, foi avaliada pelo método químico. De acordo com a curva divisória padrão (Couto et al, 1990) entre agregados inócuos e deletérios, verifica-se que a escória não é um agregado potencialmente reativo (ver quadro 4.3).

Os resultados obtidos se referem às amostras coletadas na siderúrgica, no local onde é realizado o resfriamento da escória e são apresentados nos quadros que se seguem.

Quadro 4.1 - Análise Química da Escória de Alto-Forno

Componentes	Teores (%)	Limites (%) *
CaO	42,19	38 a 48
SiO ₂	43,60	29 a 38
Al ₂ O ₃	6,97	13 a 24
MgO	5,39	6
FeO	0,77	4
MnO	0,66	2
S (total)	0,099	2

* Limites para utilização como agregado (Norma Francesa NF P18-302 e Norma Britânica BS-1047)

Outras características químicas da escória são como a seguir:

- pH: 9,50
- Classificação química: básica
- Índice de basicidade: 0,97
- Classificação siderúrgica: ácida

Quadro 4.2 - Características intrínsecas da Escória de Alto-Forno

Características	Normatização	Resultados
Massa unitária (Kg/dm ³)	NBR 7251/82	1,11
Massa específica (Kg/dm ³)	NBR 9937/87	2,50
Absorção (%)	NBR 9937/87	1,8
Textura superficial	BS 812: part1:1975	Porosa
Cor	Avaliação visual	Cinza

Quadro 4.3 - Substâncias deletérias da Escória de Alto-Forno

Características	Normatização	Resultados	Limites normalizados
Impurezas orgânicas *	NBR 7220/82	< 300	300
Materiais friáveis **	NBR 7218/82	0,50	1,50
Materiais pulverulentos ***	NBR 7219/82	0,24	5,0
Reatividade potencial	ASTM C 289/63	Inócuo	-

* Avaliação do grau de nocividade da matéria orgânica presente num agregado

**Determinação aproximada do teor de argila em torrões presentes nos agregados

***Determinação do teor total de terra, de argila e de outros materiais pulverulentos não argilosos, de partículas menores que 0,075mm presentes nos agregados.

Características do leito de escória de alto-forno do presente trabalho:

- Altura do leito: 100 cm
- Volume de escória: 32,9 litros
- Graduação da escória: ϕ 50 a 76 mm (nº 4)
- Porosidade: 53,5%
- Área superficial: $\sim 100\text{m}^2/\text{m}^3$



Figura 4.5 - Escória de alto-forno

4.2 PARTIDA DO PROCESSO

A partida do Filtro foi feita com o lodo proveniente de uma fossa séptica que trata os efluentes de um presídio no município de Contagem (Centro de reeducação de segurança máxima do Estado de Minas Gerais), sendo o sistema de tratamento operado pela COPASA-MG (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). Foram as seguintes as características do lodo de inóculo:

- Sólidos Totais: 98 g/l;
- Sólidos Totais Voláteis: 50g/l;
- Volume utilizado: 14 litros;
- Carga orgânica biológica: 0,05 gDQO/gSSV.dia.

A rotina operacional durante o período de adaptação da biomassa consistiu do aumento gradual da carga orgânica aplicada, conseguida através da redução do tempo de detenção hidráulica, que foi variado de 24 a 6 horas. Os períodos de operação para cada tempo de detenção hidráulica, bem como as cargas aplicadas são mostrados no quadro 4.4 a seguir:

Quadro 4.4 - Características operacionais do filtro

TDH (h)	Período operacional (dias)	Duração do período (dias)	Carga hidráulica (m³/m³. dia)
24	1 a 68	67	0,04
18	68 a 99	31	0,06
12	99 a 161	62	0,08
8	161 a 225	64	0,13
6	225 a 256	31	0,17
8	256 a 336	80	0,13

4.3 MONITORAMENTO DO PROCESSO

O monitoramento do processo se estendeu por um período de 335 dias, sendo os seguintes os parâmetros analisados: DBO, DQO, Sólidos Suspensos, Sólidos Totais, Alcalinidade, pH, Nitrogênio, Fósforo e Temperatura. Todas as análises foram feitas no Laboratório de Análises Físico-Químicas do DESA/UFMG, segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18ª edição. A frequência das análises variou entre 1 e 2 vezes por semana, exceto para o nitrogênio e fósforo, que foi mensal. Os equipamentos e métodos utilizados nas análises e a sua frequência estão apresentados no quadro 4.5 a seguir:

Quadro 4.5 - Frequência e métodos de análises

Parâmetro	Afluente	Reator (*)	Efluente	Método	Equipamento
DBO	1 x semana	-	1 x semana	titulométrico	-
DQO	2 x semana	2 x mês	2 x semana	refluxo fechado	reator de digestão HACH
Sólidos Suspensos	2 x semana	-	2 x semana	gravimétrico	-
Sólidos Totais	-	2 x mês	-	gravimétrico	-
Alcalinidade	2 x semana	-	2 x semana	potenciométrico	-

(Continua)

Parâmetro	Afluente	Reator (*)	Efluente	Método	Equipamento
pH	2 x semana	-	2 x semana	potenciométrico	pHmetro HACH ONE
Temperatura	2 x semana	-	2 x semana	leitura direta	termômetro de mercúrio
Nitrogênio	1 x mês	-	1 x mês	titulométrico	destilador de nitrogênio
Fósforo	1 x mês	-	1 x mês	vanadomolibdado	espectrofotômetro HACH DR/2000

(*) Amostras retiradas dos pontos de amostragem ao longo da altura do reator

No presente estudo não foi medido o biogás produzido. Várias tentativas foram feitas, mas só no final do experimento foi detectado um vazamento na tubulação de saída do reator, o que impossibilitou a sua medição.

As coletas de amostra do esgoto afluente foram feitas diretamente da caixa de distribuição/acumulação localizada no tratamento preliminar, enquanto as do efluente foram coletadas diretamente na saída do filtro, sempre no horário da manhã, entre 8:00 e 9:00 horas.

As amostras simples foram, na medida do possível, coletadas e processadas imediatamente. As amostras que não puderam ser processadas imediatamente foram preservadas, de acordo com as recomendações contidas no quadro 4.6 (Braile & Cavalcante, 1993).

Quadro 4.6 - Metodologia para preservação das amostras

Parâmetros	Método de preservação	Tempo máximo
DBO	refrigeração a 4°C	6 horas
DQO	1a 2 ml de H ₂ SO ₄ concentrado por litro de amostra	1 a 7 dias
Alcalinidade	refrigeração a 4°C	24 horas
Sólidos suspensos	-	7 dias
Sólidos totais	-	7 dias
Nitrogênio amoniacal	1a 2 ml de H ₂ SO ₄ concentrado por litro de amostra	1 a 7 dias
Nitrogênio orgânico	1a 2 ml de H ₂ SO ₄ concentrado por litro de amostra	24 horas
Fósforo	-	7 dias

Fonte: adaptado de Braile & Cavalcanti, 1993

Durante todo o experimento, foram realizadas apenas 3 amostragens compostas, nos dias 128, 134 e 147. Foram coletadas amostras de 1 litro, sendo retirada uma alíquota de 100 ml para a formação da amostragem. A coleta foi feita de hora em hora durante 8 horas (de 8:00 às 16:00h). Os parâmetros analisados foram: DQO filtrada, sólidos suspensos, pH e alcalinidade. Os resultados estão destacados nos quadros em anexo.

4.4 TESTES COM TRAÇADOR

A fim de se verificar o regime de mistura no interior do reator, foram desenvolvidos testes com o traçador radioativo Br⁸². As características operacionais do reator, durante os testes com traçador, foram as seguintes:

- Vazão: 8,9 l/h;
- Tempo de detenção hidráulica teórico: 5,6 h.

O radioisótopo Br^{82} foi produzido no reator do IPEN/CNEN (Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares/Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear), por irradiação de 0,5 g de KBr, a uma atividade de 2 mCi (milicurie) por pastilha. As pastilhas foram dissociadas em 10 ml de água, dando origem a solução utilizada para injeção no filtro anaeróbio. Foi a seguinte a metodologia utilizada nos testes com traçador:

- i) Com auxílio de uma seringa, foi injetada 1 μCi (microcurie) da solução preparada. O ponto de injeção foi a tubulação de entrada do reator, como mostra a figura 4.6;
- ii) O fluxo foi monitorado por um período de aproximadamente 4 vezes o tempo de detenção teórico, a contar da injeção nos reatores, correspondente a 24 horas;
- iii) Foram colocadas 2 sondas para a detecção do radioisótopo, uma localizada na altura do fundo falso e a outra junto à saída do efluente, como mostra a figura 4.6;
- iv) Com os dados obtidos foram feitos os ajustes dentro da modelagem de dispersão para sistemas abertos.



Figura 4.6 - Ponto de injeção do traçador e disposição das sondas no Filtro Anaeróbio

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os 335 dias de operação, o desempenho do filtro anaeróbio utilizando a escória de alto-forno como material suporte foi avaliado sob diversos aspectos operacionais. A sua operação foi iniciada com um tempo de detenção hidráulica de 24 horas, sendo reduzido gradualmente para 18, 12, 8 e 6 horas, no final do experimento. Nesse período operacional, foram obtidos os resultados que a seguir são apresentados e discutidos.

A fim de facilitar a discussão, optou-se, inicialmente, pela análise individual de cada parâmetro monitorado e, quando pertinente, são discutidos os resultados de uma forma global. Os diferentes períodos operacionais do reator, caracterizados pelos diferentes tempos de detenção hidráulica, foram caracterizados de acordo com as seguintes fases:

Quadro 5.1 - Fases de operação do filtro

Fase	TDH (h)	Período operacional (d)	Duração do período (d)
I	24	1 a 68	67
II	18	68 a 99	31
III	12	99 a 161	62
IV	8	161 a 225	64
V	6	225 a 256	31
VI	8	256 a 336	80

5.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO - DQO

Os resultados de DQO bruta e filtrada obtidos durante o período experimental são apresentados nas figuras 5.1 a 5.3 e no quadro I.1 (anexo I).

5.1.1 Análise dos resultados de DQO bruta

A análise da figura 5.1, que contempla os resultados de DQO bruta, indica uma grande variação da concentração do afluente ao longo do período experimental, oscilando entre 222 a 1442 mg/l. Ao contrário, a DQO bruta do efluente manteve-se consistentemente abaixo de 200 mg/l, exceto no período inicial de operação do filtro, e mais especificamente entre os dias 114 e 129 (fase III). Nesse período inicial de partida do sistema, que compreendeu as fases I, II e III, a DQO bruta do efluente variou entre 100 e 308 mg/l, com valores médios de 195, 154 e 209 mg/l, respectivamente.

Nas fases IV, V e VI, a DQO bruta efluente variou entre 54 a 207 mg/l, com valores médios de 161, 149 e 118 mg/l, respectivamente. Pode-se constatar, ainda, que a partir da fase V, notadamente após o dia 242, a curva de DQO efluente tende a se estabilizar, com valores médios da ordem de 120 mg/l.

Com relação as cargas orgânicas e as eficiências médias de remoção de DQO bruta durante as diferentes fases operacionais, observa-se que estas foram da ordem de:

Quadro 5.2 ã Resumo dos resultados de DQO bruta

Fase	TDH (h)	C. O. V. KgDQOb/m ³ .d	Nº dados	Eficiência média (%)	Desvio padrão
I	24	0,59	5	64	10
II	18	0,58	8	64	11
III	12	0,87	5	49	21
IV	8	1,42	10	63	13
V	6	2,20	9	70	17
VI	8	1,30	26	68	12

Suspeita-se que a baixa eficiência de remoção de DQO durante a fase III, da ordem de 49%, tenha sido a alimentação do filtro com esgoto contendo compostos tóxicos, uma vez que outros reatores instalados no laboratório também indicaram uma queda de eficiência.

Resultados excelentes foram obtidos para o tempo de detenção de 6 horas, quando a eficiência média de remoção de DQO bruta foi de 70%, superior às eficiências obtidas para os demais tempos de detenção hidráulica. Deve-se ressaltar que o período experimental correspondente foi reduzido (31 dias), e que as análises realizadas compreenderam apenas 9 amostras.

O reator foi operado com o mesmo tempo de detenção hidráulica de 8 horas durante as fases IV e VI, sendo que durante a fase V o tempo de detenção foi igual a 6 horas. As eficiências médias obtidas para as fases IV e VI foram de 63 e 68%, respectivamente. A maior eficiência obtida durante a última fase deve-se, provavelmente, a uma maior aclimação e desenvolvimento de biomassa no reator.

Comparando-se estes resultados com outros estudos realizados nesta área, pode-se citar os seguintes: Daltro & Povinelli (1985), trabalhando com o sistema fossa-filtro tratando esgotos domésticos, obtiveram eficiências de remoção de DQO bruta da ordem de 71% para um tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Em outro trabalho desenvolvido por Daltro (1988), relativo ao tratamento de esgotos domésticos com concentração de DQO bruta da ordem de 534 mg/l e tempo de detenção hidráulica compreendido entre 8 e 24 horas, foram obtidas eficiências médias de remoção de DQO para o filtro entre 52 e 59%. Kobayashi et al (1983) avaliou a tratabilidade de esgoto sanitário em filtros anaeróbios operados à temperatura ambiente, com concentração de DQO de 288 mg/l e TDH = 24 horas, tendo sido obtidas eficiências de remoção da ordem de 73%. Martins (1989) verificou o efeito da concentração do despejo na eficiência dos filtros anaeróbios tratando esgotos sanitários, com DQO de 100, 500 e 1000 mg/l e TDH = 12 horas. A porcentagem de remoção ficou compreendida entre 50 e 70%.

Como pode-se observar, no presente estudo foram obtidas boas eficiências médias, da ordem de 70%, para tempos de detenção hidráulica de 6 e 8 horas. Esses tempos de detenção são inferiores ao mínimo preconizado pela NBR 7229/93, igual a 12 horas.

Acrescente-se, ainda, que no presente estudo o filtro foi operado como unidade isolada, sem a presença da fossa séptica à montante.

5.1.2 Análise dos resultados de DQO filtrada

A concentração de DQO filtrada do esgoto afluente comportou-se de maneira semelhante à DQO bruta, com grandes variações de concentração, com valores variando entre 116 e 412 mg/l. As variações de concentração no efluente foram bem inferiores durante a partida do reator (fases I, II e III), quando os valores obtidos variaram entre 81 e 188 mg/l, com valores médios para cada fase iguais de 119, 107 e 181 mg/l, respectivamente. Durante as fases IV, V e VI as variações de concentração foram grandes, embora os valores mais elevados tenham sempre ficado abaixo do patamar de 200 mg/l. Os valores extremos ficaram compreendidos entre 30 e 181 mg/l e os valores médios em cada fase foram respectivamente iguais a 105, 66 e 61 mg/l. Pode-se notar que a partir da fase V, até o final do experimento, a concentração de DQO efluente tende a decrescer atingindo a concentração média de 63 mg/l.

Com relação as cargas orgânicas e as eficiências médias de remoção de DQO filtrada durante as diferentes fases operacionais, observa-se que estas foram da ordem de:

Quadro 5.3 ã Resumo dos resultados de DQO filtrada

Fase	TDH (h)	C. O. V. KgDQOf/m ³ .d	Nº dados	Eficiência média (%)	Desvio padrão
I	24	0,30	10	57	14
II	18	0,34	9	57	9
III	12	0,48	20	42	21
IV	8	0,78	18	59	12
V	6	1,06	10	76	8
VI	8	0,61	25	68	11

Observa-se que as eficiências obtidas foram baixas durante o período inicial de partida do processo, 57% durante as fases I e II e 42% durante a fase III. Para as fases IV, V e VI as eficiências de remoção de DQO filtrada ficaram compreendidas entre 59 a 76%, superiores, portanto às fases anteriores. Vale ressaltar os resultados excelentes obtidos durante a fase V, quando a eficiência média foi de 76%.

Pode-se observar que nas fases V e VI os valores médios de eficiência de remoção de DQO filtrada, respectivamente 76 e 68%, foram superiores dos observados nas fases I a IV (inferior a 60%), mostrando um maior crescimento e adaptação da biomassa no final do experimento, com uma maior remoção de material solúvel. A mesma conclusão pode ser tirada em relação às fases IV e VI, quando o filtro foi operado com o mesmo tempo de detenção de 8 horas e as eficiências médias obtidas foram de 59 e 68%, respectivamente. Também nesse caso, uma possível melhor adaptação da biomassa durante a última fase tenha contribuído para uma conseqüente maior remoção de material solúvel.

Com relação ao desempenho do filtro ao longo de sua altura, a avaliação foi feita a partir de análises de DQO filtrada das amostras retiradas nos 4 pontos de amostragem, desde a base até a parte superior do reator, conforme resultados apresentados na figura 5.3. Observa-se que a maior porcentagem de remoção ocorreu entre o ponto de entrada do afluente (ponto 0) e o ponto localizado imediatamente acima do fundo falso (ponto 1). As eficiências de remoção de DQO neste compartimento do reator, para as diferentes fases operacionais, ficaram compreendidas entre 39 e 73%.

A partir do ponto 1, e ao longo da altura do reator preenchida com meio suporte, não foram observadas variações significativas das eficiências de remoção de DQO, sendo verificadas, inclusive, alguns decréscimos de eficiência no sentido ascendente do leito do filtro. Apenas para algumas fases, especificamente as IV, V e VI, as variações foram um pouco mais pronunciadas, com acréscimos de eficiências da ordem de 5 a 15%, desde o ponto 1 até o ponto 4. Possivelmente, esta maior eficiência de remoção ao longo da altura do filtro tenha sido o aumento da carga orgânica aplicada, a qual propiciou um residual de DQO para a biomassa, a partir do ponto 1.

Fig. 5.1- Resultados de DQO bruta

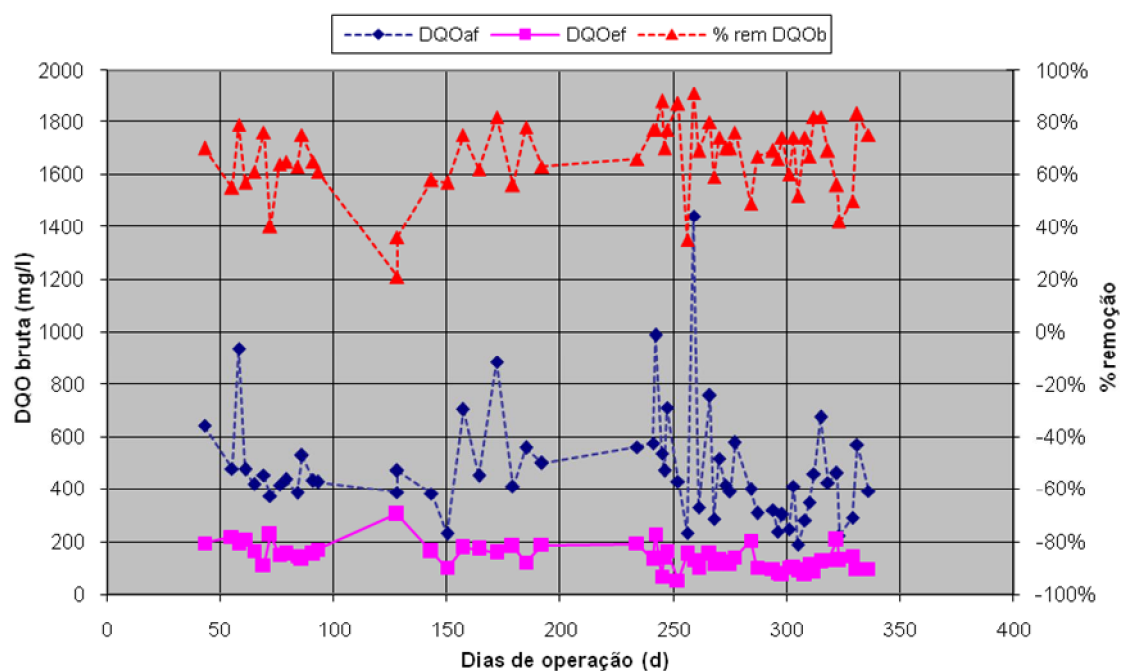
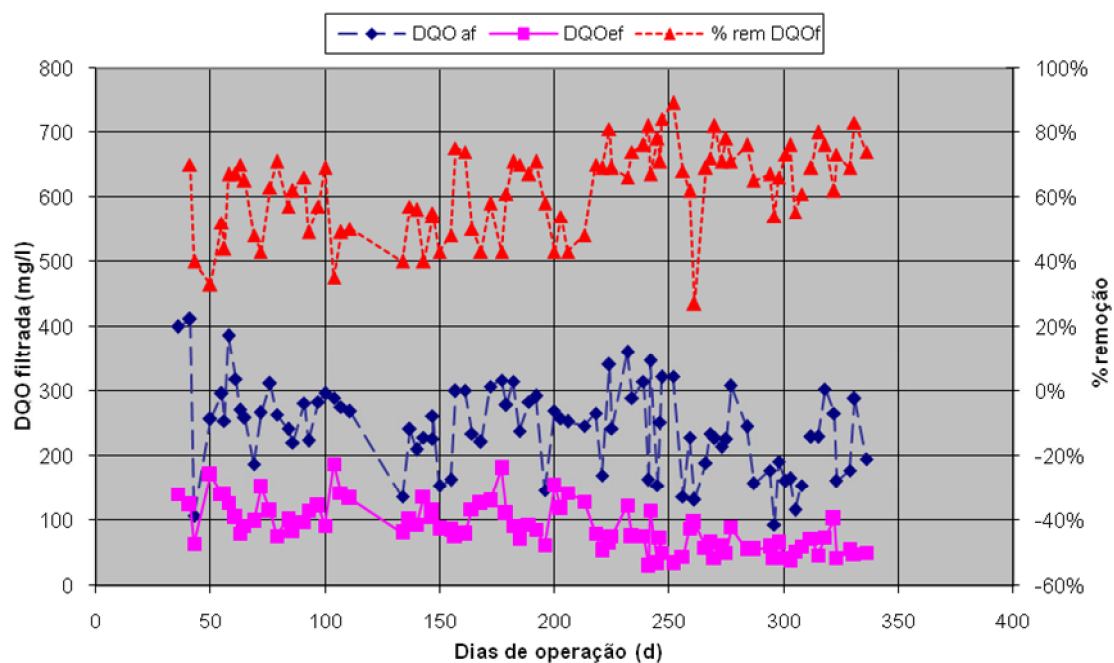
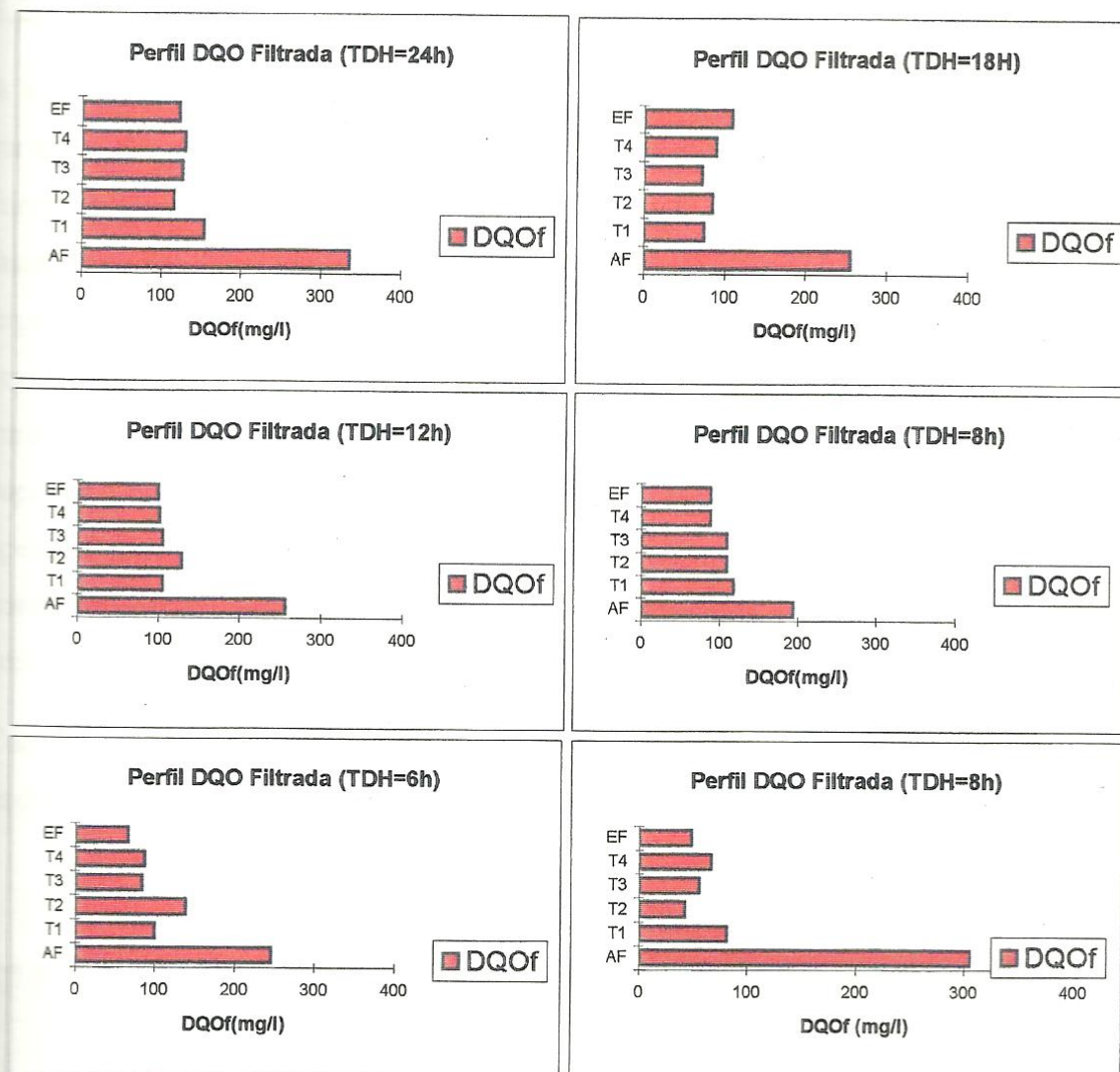


Fig. 5.2- Resultados de DQO filtrada





AF - Afluente T1 - Torneira 1 T2 - Torneira 2 T3 - Torneira 3 T4 - Torneira EF - Efluente

Figura 5.3 - Perfis para DQO filtrada

5.2 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO

Os resultados de DBO bruta e filtrada obtidos durante o período experimental são apresentados nas figuras 5.4 e 5.5 e no quadro I.1 (anexo I). Ressalte-se que a DBO bruta só foi monitorada a partir do 143º dia de operação, sendo incluída somente a partir de um novo planejamento das análises.

5.2.1 Análise dos resultados de DBO bruta

A análise da figura 5.4, que apresenta os resultados de DBO bruta, mostra a grande variação da concentração do afluente, variando de 81 a 370 mg/l. Com relação à concentração efluente, esta se manteve mais estável, com valores médios para as diferentes fases compreendidos entre 43 e 68 mg/l. Observa-se que durante grande parte do período experimental (fases III, IV e VI) a concentração de DBO efluente manteve-se abaixo de 60 mg/l, valor este preconizado pela legislação ambiental para lançamento de efluentes nos cursos d'água (COPAM, 1986). Apenas durante a fase V a concentração média de DBO foi superior a 60 mg/l (da ordem de 68 mg/l), possivelmente devido ao fato do filtro ter sido operado com um tempo de detenção hidráulica muito baixo (TDH = 6 horas). Para essa condição operacional, houve uma maior perda de sólidos no efluente (vide fig. 5.6), o que provocou um aumento da DBO particulada.

Com relação as cargas orgânicas e as eficiências médias de remoção de DBO bruta durante as diferentes fases operacionais, observa-se que estas foram da ordem de:

Quadro 5.4 ã Resumo dos resultados de DBO bruta

Fase	TDH (h)	C. O. V. KgDBOb/m ³ .d	Nº dados	Eficiência média (%)	Desvio padrão
III	12	0,37	3	66	13
IV	8	0,63	9	72	12
V	6	0,94	4	68	14
VI	8	0,47	9	70	14

Como pode-se observar, resultados excelentes foram obtidos durante as fases IV, V e VI, quando as eficiências médias de remoção de DBO bruta foram da ordem de 70%.

Estudos desenvolvidos por Coulter et al (1957), verificando a tratabilidade de esgoto sanitário pré-digerido através de um filtro anaeróbio em escala piloto, obtiveram remoções de DBO entre 50 e 60%, para uma concentração afluente de 179 mg/l e tempo de detenção hidráulica no filtro igual a 24 horas. No presente estudo, a eficiência média global durante o período monitorado foi de 69%, o que caracteriza um excelente resultado, principalmente considerando-se a baixa concentração da DBO afluente, da ordem de 200 mg/l.

5.2.2 Análise dos resultados de DBO filtrada

A figura 5.5, que apresenta os resultados de DBO filtrada, mostra as variações de concentração afluente e efluente ao longo do período experimental. Com relação a esse parâmetro, as variações não foram tão pronunciadas, sendo a concentração afluente mantida sistematicamente abaixo de 200 mg/l, com valores mínimos atingindo a 74 mg/l.

As concentrações de DBO no efluente ficaram compreendidas entre 13 e 106 mg/l, com médias no período abaixo de 50mg/l, exceto durante a fase I que foi da ordem de 83 mg/l. Durante as fases IV, V e VI, os valores médios foram iguais a 37, 26 e 20 mg/l, respectivamente, com valores extremos compreendidos entre 13 e 60 mg/l. Pode-se constatar, ainda, que a partir da fase V a curva de DBO tende a se estabilizar, com valores médios próximos a 45 mg/l.

Com relação as cargas orgânicas e as eficiências médias de remoção de DBO filtrada durante as diferentes fases operacionais, observa-se que estas foram da ordem de:

Quadro 5.5 ã Resumo dos resultados de DBO filtrada

Fase	TDH (h)	C. O. V. KgDBOf/m ³ .d	Nº dados	Eficiência média (%)	Desvio padrão
I	24	0,21	5	62	17
II	18	0,15	4	67	5
III	12	0,23	5	54	24
IV	8	0,32	9	65	10
V	6	0,48	4	79	8
VI	8	0,29	8	79	7

A eficiência global durante o período experimental foi de 68%, sendo que resultados excelentes foram conseguidos durante as fases V e VI, quando a eficiência média foi de 79%. Apenas durante a fase III a eficiência foi mais reduzida, provavelmente devido à alimentação do filtro com compostos tóxicos ou inibidores, conforme explicado anteriormente.

Fig. 5.4- Resultados de DBO bruta

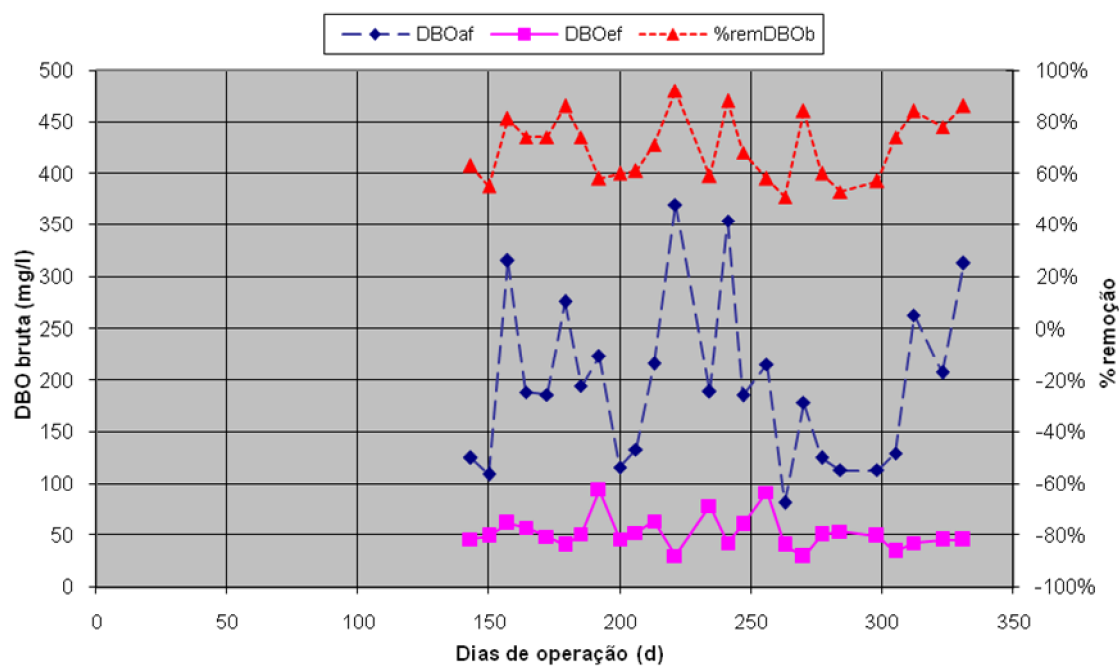
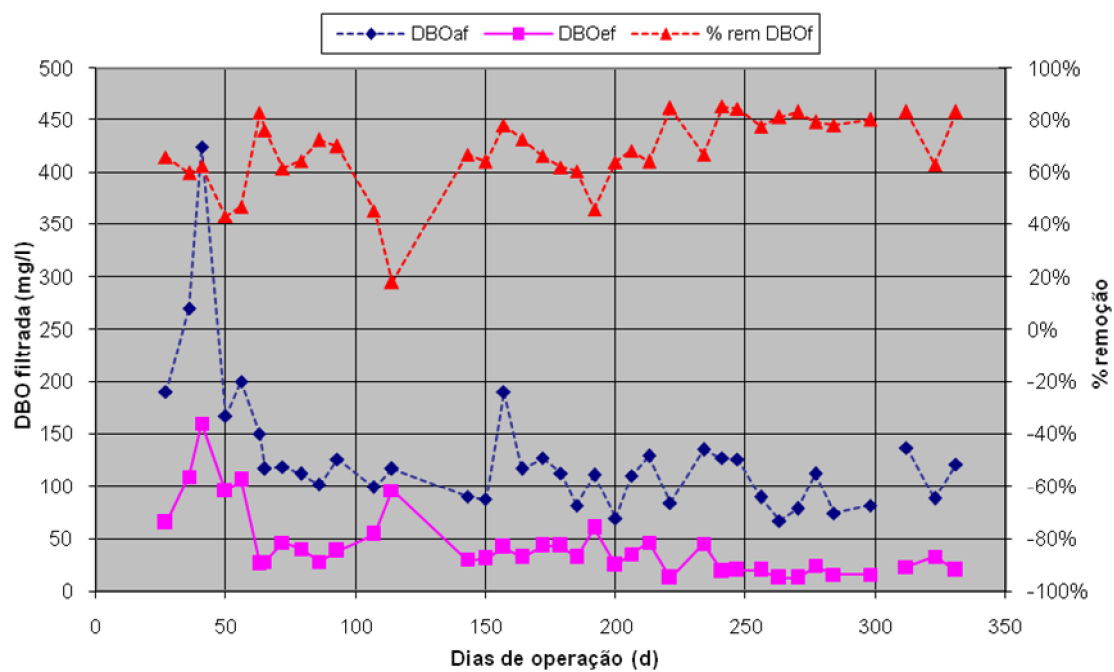


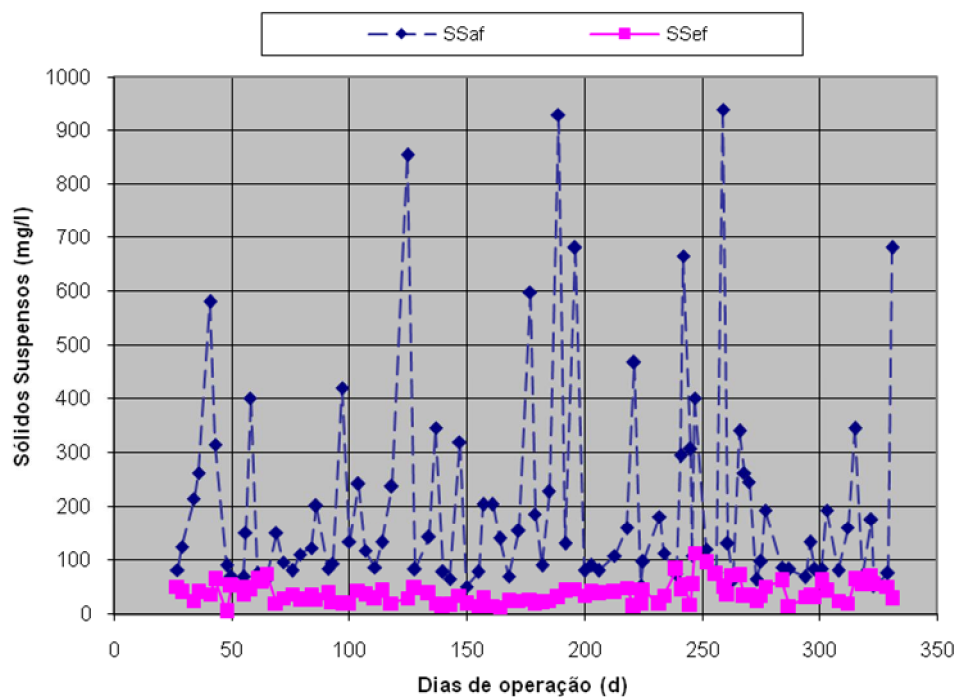
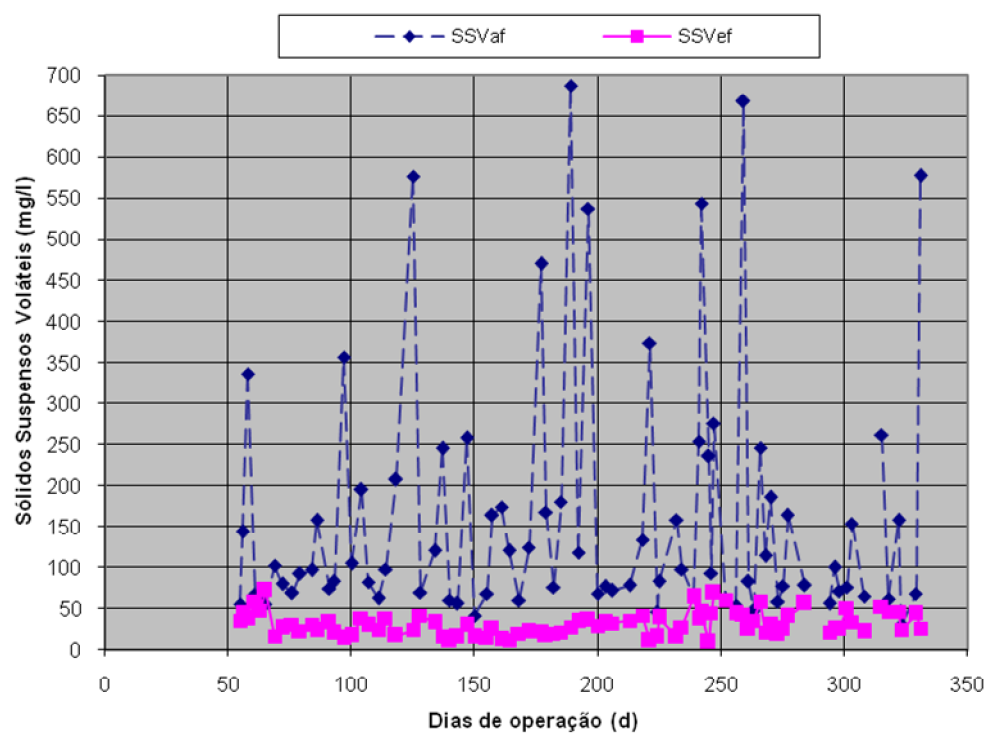
Fig. 5.5 - Resultados de DBO filtrada



5.3 SÓLIDOS

Com relação à concentração de sólidos suspensos durante o experimento, observa-se que houve uma grande variação no afluente, de 51 a 853 mg/l, com a ocorrência de vários picos. Apesar dessa grande variação de concentração no afluente, os sólidos suspensos no efluente mantiveram-se bastante baixos, oscilando entre 12 e 75 mg/l, com uma concentração média no período igual a 38 mg/l. Apenas durante a fase V a concentração de sólidos no efluente sofreu um pequeno acréscimo (média igual a 59 mg/l), muito provavelmente devido ao aumento da carga hidráulica no período.

Observa-se que durante todo o período experimental a concentração de sólidos suspensos no efluente manteve-se abaixo de 60 mg/l, valor este preconizado pela legislação ambiental para o lançamento de efluentes nos cursos d'água (COPAM, 1986), o que demonstra a boa eficiência do filtro na retenção de sólidos.

Fig. 5.6 - Resultados de Sólidos Suspensos**Fig. 5.7- Resultados de Sólidos Suspensos Voláteis**

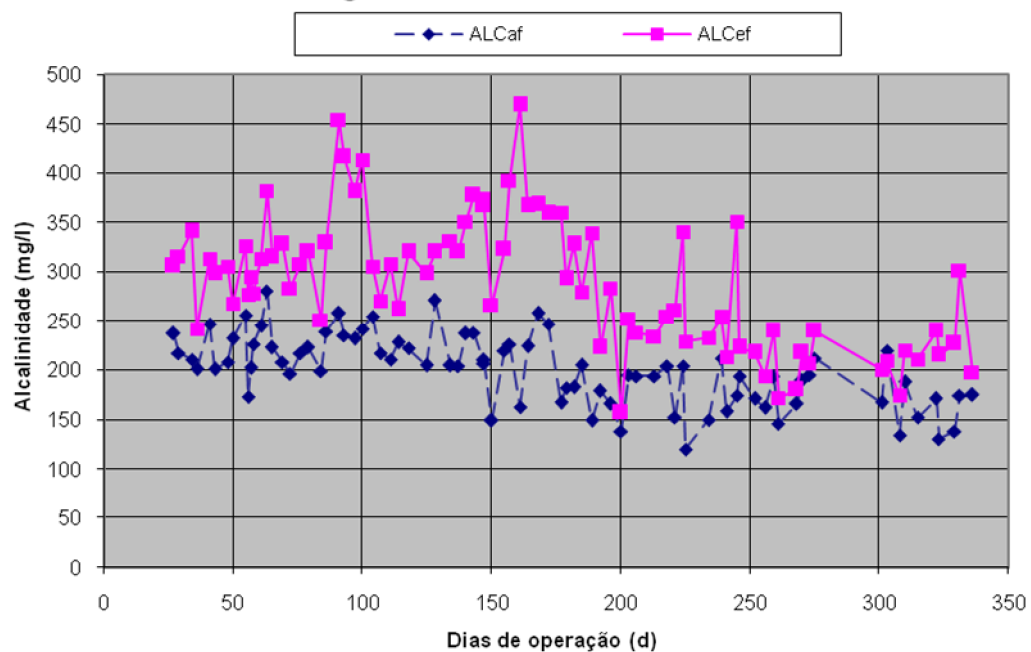
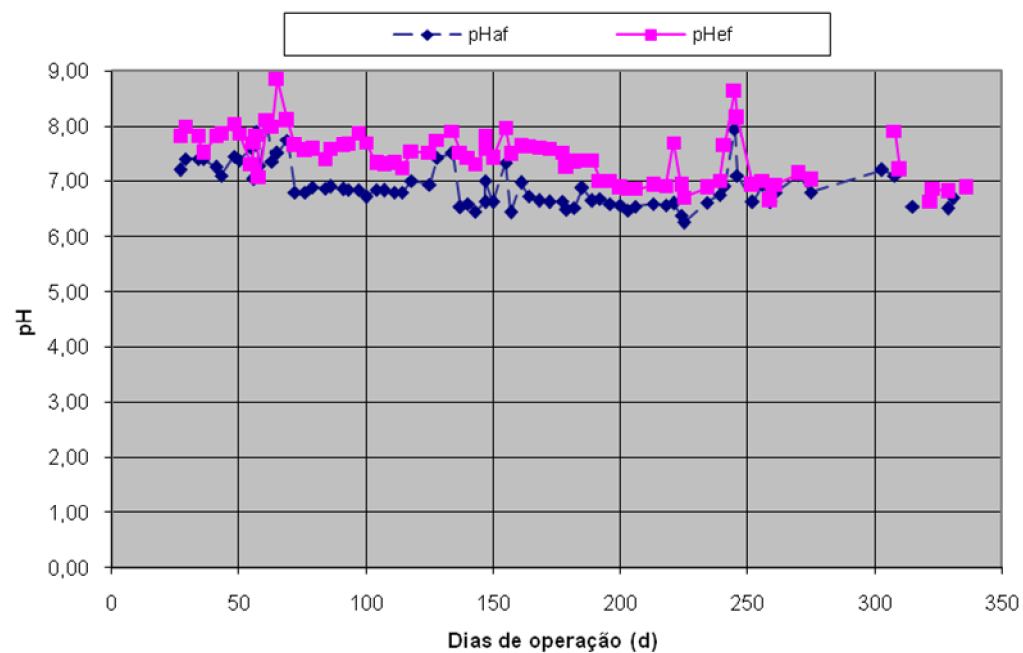
5.4 pH E ALCALINIDADE

Os resultados de pH e alcalinidade são apresentados nas figuras 5.8 e 5.9. Conforme pode-se observar, os valores de pH do efluente mantiveram-se sistematicamente superiores aos do esgoto afluente, variando entre 6,4 e 7,98, demonstrando a capacidade de tamponamento do sistema. Os valores médios de pH do afluente e do efluente, para cada fase operacional, são apresentados no quadro abaixo.

Também a alcalinidade do efluente manteve-se sistematicamente acima do afluente, demonstrando a produção de alcalinidade no sistema. Ao longo do experimento, a alcalinidade do afluente variou entre 120 e 271, com média global no período igual a 286 mg/l. Já para o efluente, houve uma maior variação da alcalinidade ao longo das diferentes fases operacionais, sendo as médias de cada período apresentadas no quadro a seguir.

Quadro 5.6 - Resumo dos resultados de pH e alcalinidade

Fase	TDH (h)	pH		Alcalinidade (mg/l)	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
I	24	7,42	7,84	224	305
II	18	6,95	7,67	223	341
III	12	6,87	7,56	222	346
IV	8	6,58	7,19	187	287
V	6	6,98	7,48	171	245
VI	8	6,92	7,01	171	196

Fig. 5.8- Resultados de Alcalinidade**Fig. 5.9- Resultados de pH**

5.5 NITROGÊNIO E FÓSFORO

Foram efetuadas análises de nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e fósforo, objetivando principalmente avaliar-se a relação entre nutrientes e carga orgânica aplicada ao sistema de tratamento. Esta relação, normalmente expressa em termos de DQO:N:P, tem os seguintes valores teóricos para os processos anaeróbios: 400:7:1 (Berg & Lentz, 1977 apud Chernicharo & Campos, 1992). No presente trabalho foram encontrados valores em torno de 127/10/1, o que mostra que o sistema trabalhou com uma grande folga em relação ao suprimento de Nitrogênio e Fósforo.

5.6 RESUMO GLOBAL DOS RESULTADOS OBTIDOS

Com o objetivo de facilitar uma análise global dos resultados, apresenta-se no quadro 5.3, a seguir, o resumo geral dos mesmos. Como pode-se depreender a partir do quadro 5.3, as eficiências de remoção de DBO e DQO foram aparentemente maiores durante as fases IV, V e VI, quando comparadas com as fases I, II e III, estas últimas relativas à partida do sistema. Outra constatação é a maior concentração de sólidos suspensos no efluente, a partir da fase IV, provavelmente em consequência da redução do tempo de detenção hidráulica. A fim de se dar um suporte a tais constatações, foram desenvolvidos estudos estatísticos, conforme apresentado no item 5.8.

Quadro 5.7 - Resumo dos resultados obtidos das análises físico-químicas

Fase	TDH (h)	Ponto Amostragem	DBOf (mg/l)	DBOb (mg/l)	DQOf (mg/l)	DQOb (mg/l)	SS (mg/l)
I	24	Afluentes	212	-	297	591	184
		Efluentes	83	-	119	195	46
		%Rem	62	-	57	64	-
II	18	Afluentes	115	-	253	432	151
		Efluentes	38	-	107	154	28
		%Rem	67	-	57	64	-
III	12	Afluentes	117	183	239	435	204
		Efluentes	51	52	181	209	27
		%Rem	54	66	42	49	-
IV	8	Afluentes	105	211	260	472	241
		Efluentes	37	53	105	161	30
		%Rem	65	72	59	63	-
V	6	Afluentes	119	236	266	551	234
		Efluentes	26	68	66	149	59
		%Rem	79	68	76	70	-
VI	8	Afluentes	95	158	203	432	184
		Efluentes	20	43	61	118	42
		%Rem	79	70	68	68	-
	Média Global	Afluentes	122	199	244	468	216
		Efluentes	40	54	98	147	38
		%Rem	68	69	59	65	-

5.7 TRAÇADOR RADIOATIVO

Os dados obtidos foram corrigidos quanto ao θ background, ao decaimento radioativo e finalmente a curva experimental foi ajustada ao modelo de dispersão para sistemas abertos. Tal ajuste foi utilizado um procedimento de mínimos quadrados não-linear, implementado por um algoritmo baseado no método de Gauss-Marquardt. O algoritmo gera valores progressivamente mais aproximados por um processo de tentativa e erro.

A partir dos resultados encontrados, pode-se verificar que o tempo de residência encontrado (5,4 horas) foi bastante próximo do tempo de detenção teórico (5,6 horas), permitindo concluir que o reator não apresentou curto circuito ou zonas mortas em seu interior. A qualidade do ajuste pode ser visualizada através da figura 5.10

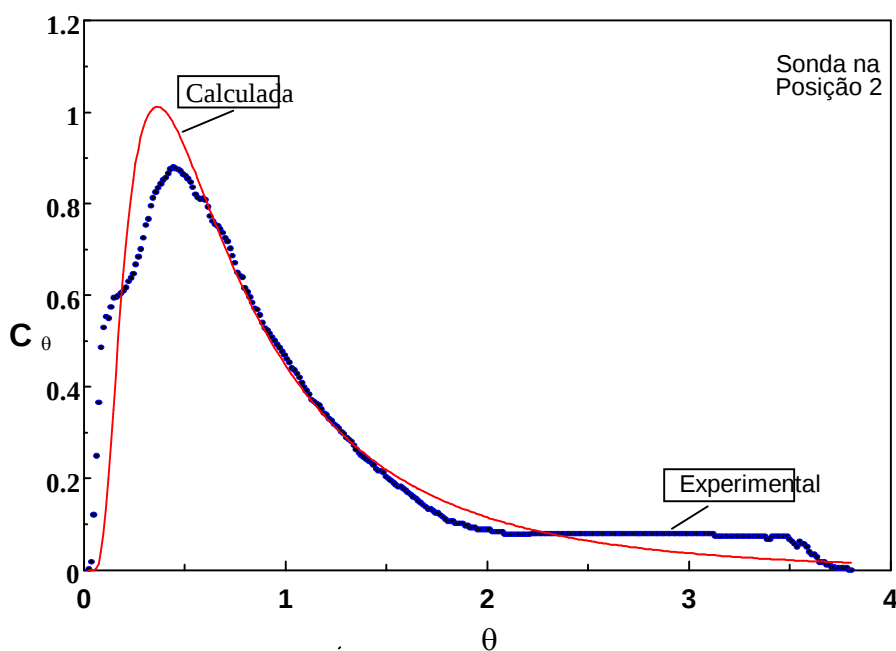


Figura 5.10 - Distribuição do tempo de residência para o filtro anaeróbio

5.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Objetivando subsidiar a discussão dos resultados, foram realizados estudos estatísticos através da análise da variância. Nesse tipo de análise, utiliza-se o fator de variância (F_{ratio}) que é um parâmetro estatístico que estima a diferença entre as médias de diferentes amostras e, apenas se o F_{ratio} é elevado, pode-se concluir que a diferença entre as médias é suficientemente grande para ser atribuída ao acaso. A hipótese nula, de não existência de diferença entre as médias da população de estudo, pode, então, ser rejeitada (Walpole & Myers, 1989). Para se testar a hipótese nula nesse estudo, o fator de variância (F_{ratio}) foi comparado com seu valor crítico, representado por $F_{0,05}$, que é baseado no critério de decisão com grau de confiança de 95% (tabela A.6, Walpole & Myers, 1989). Quanto maior o F_{ratio} em relação ao $F_{0,05}$, maior é a certeza de que as diferenças não são atribuídas ao acaso. No presente estudo, verificou-se se as médias alcançadas para os diversos parâmetros foram significativamente diferentes em função das mudanças do tempo de detenção hidráulica, conforme resumido a seguir.

Quadro 5.8 - Resumo dos resultados obtidos das análises estatísticas

Fases	TDH	Eficiência média de remoção (%)				SS efl. (mg/l)	Temperatura (°C)
		DBOf	DBOb	DQOf	DQOb		
I, II e III	24, 18 e 12	61	-	52	59	34	20,7
IV,V e	8, 6 e 8	74	70	68	67	44	24,2
IV e VI	8	72	71	65	67	36	24,0
V	6	79	68	76	70	59	24,6

A partir do agrupamento de resultados mostrados no quadro 5.4, foram efetuadas análises estatísticas para se avaliar a significância das diferenças entre as eficiências de remoção de DBO e DQO e presença de sólidos no efluente. Os resultados das análises de variância efetuadas são apresentados no quadro 5.5, a seguir.

Quadro 5.9 - Resultados das análises de eficiência

Fases	TDH (h)	Valores de F_{ratio} e $F_{0,05}$				
		DBOf	DBOb	DQOf	DQOb	SS efl.
I, II e III	24, 18 e 12	$F_{ratio} = 6,66$	-	$F_{ratio} = 25,90$	$F_{ratio} = 4,61$	$F_{ratio} = 5,14$
IV, V e VI	8, 6 e 8	$F_{0,05} = 4,14$		$F_{0,05} = 3,96$	$F_{0,05} = 4,01$	$F_{0,05} = 3,97$
IV e VI	8	$F_{ratio} = 1,36$	$F_{ratio} = 0,12$	$F_{ratio} = 7,87$	$F_{ratio} = 0,32$	$F_{ratio} = 8,46$
V	6	$F_{0,05} = 4,38$	$F_{0,05} = 4,35$	$F_{0,05} = 4,05$	$F_{0,05} = 4,08$	$F_{0,05} = 4,04$

Comparando-se as fases I, II e III com as fases IV, V e VI, pode-se observar que os valores de F_{ratio} encontrados são superiores aos valores de $F_{0,05}$ para as eficiências médias de DBO e DQO, podendo-se comprovar estatisticamente que as eficiências alcançadas para estes dois grupamentos foram significativamente diferentes, sendo mais elevadas durante as fases IV, V e VI. O mesmo aconteceu com os sólidos, onde as concentrações de sólidos suspensos no efluente foram significativamente diferentes entre os dois grupamentos, sendo menores para as fases I, II e III.

Devido aos bons resultados obtidos nas fases IV, V e VI fez-se a comparação das fases IV e VI (TDH = 8 horas) com a fase V (TDH = 6 horas). Os resultados das análises estatísticas indicam diferenças significativas das médias obtidas apenas para a eficiência de remoção de DQO filtrada e concentração de SS no efluente, comprovadas pelos F_{ratio} superiores aos $F_{0,05}$. Para os demais parâmetros analisados, as variações não foram significativas. Uma possível explicação para a significância das diferenças de eficiência em termos de DQO filtrada, entre esses dois grupamentos, seria uma melhor adaptação da biomassa durante a fase V, e também um melhor regime de mistura e contato entre biomassa e substrato, decorrentes da redução do tempo de detenção hidráulica. Se por um lado o aumento da vazão provocou um acréscimo de sólidos no efluente, isso não afetou a eficiência de remoção de material orgânico solúvel. A não confirmação das diferenças em termos de DBO filtrada, talvez se deva ao reduzido número de dados para estes parâmetros utilizados nas análises estatísticas.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

O filtro anaeróbio utilizado nos experimentos com esgotos domésticos mostrou ser um sistema de tratamento bastante estável e eficiente, mesmo operando como unidade isolada, sem a presença de fossa séptica a montante, como tem sido via de regra a utilização deste tipo de reator no Brasil. No presente estudo, o filtro foi precedido apenas pelo tratamento preliminar dos esgotos, através da remoção de sólidos grosseiros e areia.

Pelos resultados obtidos, a escória de alto-forno utilizada como meio suporte no filtro piloto apresentou-se como uma alternativa interessante para esse tipo de reator. Além da boa eficiência obtida no processo de tratamento, deve-se ressaltar ainda que a escória é um material abundante em regiões com indústrias siderúrgicas.

A partir dos resultados globais obtidos durante a operação do filtro, podem ser tiradas as seguintes conclusões principais:

- i) As eficiências de remoção de DBO e DQO foram maiores durante as fases IV, V e VI, correspondentes aos tempos de detenção hidráulica de 8, 6 e 8 horas, ficando compreendidas entre 59 e 79%. Durante as fases I, II e III, relativas à partida do processo, as eficiências variaram de 42 a 64%.
- ii) A concentração de sólidos suspensos no efluente apresentou-se sistematicamente baixa, tendo como média global um valor igual a 38 mg/l. Os menores valores foram obtidos para as fases II, III e IV, em torno de 28 mg/l. Para a fase V, embora tenha-se observado uma maior eficiência de remoção de DBO e DQO filtrada, a concentração de sólidos suspensos no efluente sofreu um acréscimo, tendo como média o valor de 59 mg/l. Atribui-se esse aumento de concentração de sólidos à elevação da carga hidráulica.

- iii) A partir das análises estatísticas efetuadas, pôde-se confirmar a existência de dois grupamentos distintos no período experimental. As fases I, II e III como a fase inicial de operação e as fases IV, V e VI como de regime pleno.

Tendo em vista os resultados obtidos nos experimentos, recomenda-se:

- A realização de pesquisas para a avaliação do comportamento do filtro em regime transiente, com variações de vazão simulando um hidrograma diário, já que no presente trabalho, as vazões foram constantes, não retratando a situação real.
- A continuidade do estudo, comparando o comportamento do filtro anaeróbio utilizando diferentes tipos de meio suporte, em relação à escória de alto-forno, já que a comparação feita no presente estudo foi com dados bibliográficos, em condições operacionais diferentes.
- Estudos microbiológicos do biofilme formado, verificando-se o potencial de aderência dos microrganismos à superfície da escória de alto-forno. Observar que a porosidade e a superfície específica desse material suporte pode ser controlada através do seu resfriamento durante a fabricação.
- Caracterização física e química da escória após utilização como meio suporte.
- Avaliar em maior profundidade o emprego do filtro como unidade complementar de pós-tratamento de efluentes de fossas sépticas e de reatores de manta de lodo. Alguns trabalhos já estão sendo desenvolvidos utilizando-se o filtro anaeróbio tratando efluentes de reatores de manta de lodo e os resultados iniciais se mostraram bastante promissores.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARORA, H.C.; CHATTOPADHYA, S.N.; ROUTH, T. (1975). Treatment of vegetable tanning effluent by the anaerobic contact filter process. *Journal of the Institute of Water Pollution Control*, v. 74, n. 5, p. 584-596.
- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. (1993). Manual de tratamento de águas residuárias industriais. CETESB, São Paulo - 764p.
- CAMPOS, J.R.; RODRIGUES, B.A.S. & FORESTI, E. (1986). Emprego de Filtro Anaeróbio para Tratamento de Efluentes Líquidos de Indústrias de Conservas de Carne. *Revista DAE* - vol.46 - n.144.
- CAMPOS, J.R. & DIAS, H.G. (1989). Potencialidades do Filtro Anaeróbio. *Revista DAE* - vol.49 - n.154.
- CAÑOVAS-DÍAZ, M.; HOWELL, J.A. (1988). Downflow fixed-film anaerobic reactors stability studies under organic and hydraulic overloading at different working volume. *Water research*, v. 22, n. 5, p. 529-536.
- CARRONDO, M.J.T. et al (1983). Anaerobic filter treatment of molasses fermentation wastewater. In: HENZE, M. (ed) *Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors*. Oxford;Pergamon Press. p. 117-126. (*Water Science and Technology*, v. 15, n. 8/9).
- CARVALHO, E.H. (1994). Filtros biológicos anaeróbios: conceitos básicos, projeto e desenvolvimento. São Carlos: EESC/USP, v. 1, 280 p Dissertação (mestrado hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

- CHERNICHARO, C.A.L. & CAMPOS, C.M.M. (1992). Tratamento anaeróbio de efluentes líquidos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte - MG
- CHIANG, C.F.; DAGUE, R.R. (1992). Effects of reactor configuration and biomass activity on the performance of upflow static media anaerobic reactors. *Water Environmental Research*, v. 64, n. 2, p. 141-149, mar.apr.
- COULTER, J.B.; SONEDA, S.; ETTINGER, M.B. (1957). Anaerobic contact process for sewage disposal. *Sewage and Industrial Wastes*, v. 29, n. 4, p. 468-477, april.
- COUTO, L.C.; FIGUEIREDO, R.F. (1992). Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos. In: *23º Congresso interamericano de ingenieria sanitaria y ambiental*, Habana, 22-28 novembro.
- COUTO, C.R.; PERDIGÃO, T.S.; LOPES, P. & SILVA, G. (1987). Caracterização da Escória de Alto-forno como Agregado Graúdo para Concreto. In: *8º Encontro Nacional da Construção*, Goiânia.
- COUTO, C.R.; PERDIGÃO, T.S. & PINTO, J.D.S. (1990). Disposição de Rejeito Industrial Siderúrgico através de Reciclagem. In: *IV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Belo Horizonte, dezembro.
- COUTO, C.R.; PERDIGÃO, T.S. & PINTO, J.D.S. (1990). Estudo do aproveitamento da escória de alto-forno como agregado miúdo na produção de argamassa e concreto. In: *10º Encontro Nacional da Construção*, Gramado, novembro.
- COUTO, C.R.; PINTO, J.D.S. (1991). Estudo do potencial pozolânico da escória de alto-forno. In: *43ª Reunião Anual da SBPC - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência*, Rio de Janeiro, julho.
- COUTO, C.R.; PINTO, J.D.S. (1989). Caracterização da escória de alto-forno como agregado para argamassas e concretos. In: *41ª Reunião Anual da SBPC - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência*, Fortaleza, julho.
- DALTRO, J.F.; POVINELLI, J. (1985). Desempenho do sistema decanto-digestor filtro anaeróbio de camada suporte reduzida, para o tratamento de esgotos sanitários. In: *13º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Maceió, p. 241-254, agosto

- DeWALLE, F.B.; CHIAN, E.S.K.; BRUSH, J. (1979). Heavy metal removal with completely mixed anaerobic filter. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 51, n. 1, p. 22-35.
- ELIAS NETO, A.; KATO, M. (1981). Tratamento de despejos de indústria de refrigerantes por filtro anaeróbio. São Paulo: CETESB, In: *11º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza, CE, 20-25, setembro.
- EL-SHAFIE, A. T.; BLOODGOOD, D. E. (1987). Anaerobic treatment in a multiple upflow filter system. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.45, n.11, p.2345-2353.
- FORESTI, E. (1994). Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: *III Taller y Seminario Latinoamericano 6º Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*, Montevideo, Uruguay, p. 97-110, outubro.
- FROSTEL, B.(1981). Anaerobic treatment in a sludge bed system compared with a filter system. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.53, n.2, p.216-222.
- FIGUEIREDO, R. F.; FILHO, B. C.; NOUR, E. A. A.; SANTOS, V. F. (1990). Tratamento de um efluente industrial pelo processo do filtro anaeróbio. *Revista BIO*, ano II, no 2, abr/jun, p. 63 - 65.
- HENRY et al (1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter. *Water Research*, v. 21, n. 11, p. 1395-1399.
- JENNETT, C.J.; DENNIS, N.D.Jr. (1975). Anaerobic filter treatment of pharmaceutical waste. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 47, n. 1, p. 104-121.
- KENNEDY, K.J.; DROSTE, R.L. (1986). Anaerobic fixed-film reactors treating carbohydrate wastewater. *Water research*, v.20, n.6, p.685-695.
- KOBAYASHI, H. A.; STENSTRON, M. K.; MAH, R.A. (1983). Treatment of low strength domestic wastewater using the anaerobic filter. *Water Research*, v.17, n.8, p.903-909.
- METCALF & EDDY, IND. (1979). *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*, 2nd ed., USA. McGraw-Hill Book Company, New York, 920p.

- MOSEY, F.E. (1978). Anaerobic Filtration: A biological treatment process for warm industrial effluents. *Water Pollution Control*, v. 77, n. 3, p. 370-378.
- NBR 7229 - março/1982 - Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais.
- PAULA Jr., D.R.; FORESTI, E., CAMPOS, J.R. (1994). Avaliação de diferentes tipos de reatores anaeróbios para tratamento de águas residuárias de indústria de conservas alimentícias. In: *III Taller y Seminario Latinoamericano ó Tratamiento anaerobio de aguas residuales*, Montevideo, Uruguay, p. 403-408.
- PEREIRA, D. M. (1990). Relatório de pesquisa de iniciação científica, CNPq, 23p
- PINTO, A.M.F.; MOREIRA, R.M; CHERNICHARO, C.A.L. (1995). Dinâmica do escoamento da fase líquida de reatores anaeróbios. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Salvador, Bahia.
- PINTO, J.D.S.; CHERNICHARO, C.A.L. (1995). Tratamento de esgotos domésticos em filtro anaeróbio utilizando rejeito da indústria siderúrgica como meio suporte. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Salvador, Bahia, Setembro.
- PINTO, J.D.S.; SANTOS, A.S. (1988). Avaliação do desempenho da escória como material substitutivo. In: *VII Congresso de Iniciação Científica e Tecnológica em Engenharia EESC/USP*. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, Dezembro.
- REVISTA BIO. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Ano V, nº 1, jan/Fev, 1993.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1992). *American Public Health Association*, 18th ed. New York.
- VAN DEN BERG, L.; KENNEDY, K.J. (1983). Dairy waste treatment with anaerobic stationary fixed film reactors. *Water Science and Technology*, v.15, n.8/9, p.359-368.
- VIEIRA, S.M.M.; SOBRINHO, P.A. (1983). Resultados de operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. In: *Revista DAE*, n.135, dezembro.

- VIRARAGHAVAN, T.; LANDINE, R.C. (1989). Anaerobic filters for municipal wastewater treatment. *Journal Chemistry Technology Biotechnology*, v.46, n.1, p.71-76.
- WOLPOLE, R.E.; MYERS, R.H. (1989). Probability and statistics for engineers and scientists, 4th ed. Macmillian Publishing Company, New York, N.Y.
- YOUNG, J.C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Wat.Sci.Tech.* vol 24 - n.8, p. 133 - 155.
- YOUNG, J. C. (1990). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. Fayetteville: Univ. of Arkansas, 33p. Trabalho apresentado: Seminário internacional sobre desenvolvimento de reatores anaeróbios. São Carlos. Julho.
- YOUNG, H.W.; YOUNG, J. C. (1988). Hydraulic characteristics of upflow anaerobic filters. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, v. 114, n. 3, jun.
- YOUNG, J.C.; DAHAB, M.F. (1983). Effect of media design on the performance of fixed-bed anaerobic reactors. In: HENZE, M. (ed) *Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors*. Oxford: Pergamon Press, p. 369-383. (Water Science and Technology, v. 15, n. 8/9).
- YOUNG, J.C.; McCARTY, P.L. (1969). The anaerobic filter for waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 41, n. 5, p. 160-173, May.

ANEXOS

ANEXO 1

Quadro 1 - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de Operação	DBOf (mg/L)			DBOb(mg/l)		
		Afluente	Efluente	% rem	Afluente	Efluente	%Rem
21/Jun/94	27	190	65	66%	-	-	-
30/Jun/94	36	270	109	60%	-	-	-
05/Jul/94	41	424	160	62%	-	-	-
14/Jul/94	50	167	95	43%	-	-	-
20/Jul/94	56	200	106	47%	-	-	-
27/Jul/94	63	150	26	83%	-	-	-
29/Jul/94	65	117	28	76%	-	-	-
04/Aug/94	72	119	46	61%	-	-	-
11/Aug/94	79	112	40	64%	-	-	-
18/Aug/94	86	101	28	72%	-	-	-
25/Aug/94	93	126	38	70%	-	-	-
08/Sep/94	107	99	54	45%	-	-	-
15/Sep/94	114	117	96	18%	-	-	-
13/Oct/94	143	90	30	67%	125	46	63%
20/Oct/94	150	87	31	64%	109	49	55%
27/Oct/94	157	190	42	78%	315	61	81%
03/Nov/94	164	117	32	73%	188	57	70%
11/Nov/94	172	127	43	66%	186	48	74%
18/Nov/94	179	113	43	62%	276	40	86%
24/Nov/94	185	81	32	60%	194	51	74%
09/Dec/94	200	69	25	64%	116	46	60%
15/Dec/94	206	110	35	68%	133	52	61%
22/Dec/94	213	129	46	64%	216	63	71%
30/Dec/94	221	84	13	85%	370	30	92%
01/Jan/95	192	111	60	46%	223	93	58%
12/Jan/95	234	135	45	67%	189	78	59%
19/Jan/95	241	127	19	85%	354	42	88%
25/Jan/95	247	126	20	84%	185	60	68%
03/Feb/95	256	89	20	78%	215	91	58%
10/Feb/95	263	67	13	81%	81	40	51%
17/Feb/95	270	78	13	83%	178	29	84%
24/Feb/95	277	112	24	79%	125	50	60%
03/Mar/95	284	74	16	78%	113	53	53%
17/Mar/95	298	81	16	80%	113	49	57%
24/Mar/95	305	-	-	-	129	34	74%
31/Mar/95	312	137	23	83%	263	42	84%
11/Apr/95	323	88	33	63%	207	45	78%
19/Apr/95	331	121	20	83%	313	45	86%

Quadro 2 - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de Operação	DQOf (mg/L)			DQOb (mg/L)		
		Afluente	Efluente	% rem	Afluente	Efluente	% rem
30/Jun/94	36	400	140		642	193	70%
05/Jul/94	41	412	124	70%	479	217	55%
07/Jul/94	43	107	64	40%	938	193	79%
14/Jul/94	50	257	171	33%	477	207	57%
19/Jul/94	55	296	141	52%	418	165	61%
20/Jul/94	56	254	143	44%	453	110	76%
22/Jul/94	58	386	127	67%	372	224	40%
25/Jul/94	61	319	104	67%	416	149	64%
27/Jul/94	63	271	80	70%	438	152	65%
29/Jul/94	65	259	91	65%	385	144	63%
01/Aug/94	69	188	98	48%	530	132	75%
04/Aug/94	72	267	151	43%	432	151	65%
08/Aug/94	76	312	114	63%	427	168	61%
11/Aug/94	79	264	76	71%	388	308	21%
16/Aug/94	84	241	103	57%	472	301	36%
18/Aug/94	86	221	84	62%	382	161	58%
23/Aug/94	91	282	97	66%	230	100	57%
25/Aug/94	93	224	115	49%	704	176	75%
29/Aug/94	97	284	122	57%	451	171	62%
01/Sep/94	100	296	92	69%	886	156	82%
05/Sep/94	104	289	188	35%	408	180	56%
08/Sep/94	107	276	142	49%	558	121	78%
12/Sep/94	111	269	134	50%	501	187	63%
05/Oct/94*	134	136	81	40%	560	192	66%
07/Oct/94	137	241	103	57%	575	132	77%
10/Oct/94	140	210	93	56%	988	228	77%
13/Oct/94	143	229	137	40%	537	67	88%
17/Oct/94*	147	227	104	54%	472	141	70%
17/Oct/94	147	262	117	55%	710	164	77%
20/Oct/94	150	153	87	43%	431	54	87%
25/Oct/94	155	163	85	48%	233	151	35%
27/Oct/94	157	300	75	75%	1442	129	91%
31/Oct/94	161	301	79	74%	329	102	69%
03/Nov/94	164	235	117	50%	757	151	80%
07/Nov/94	168	222	126	43%	286	116	59%
11/Nov/94	172	307	130	58%	517	135	74%
16/Nov/94	177	317	181	43%	417	126	70%
18/Nov/94	179	279	110	61%	390	117	70%
21/Nov/94	182	315	91	71%	578	139	76%
24/Nov/94	185	239	71	70%	398	203	49%
28/Nov/94	189	284	94	67%	307	100	67%
05/Dec/94	196	146	62	58%	237	81	66%
09/Dec/94	200	270	153	43%	301	77	74%
12/Dec/94	203	258	118	54%	247	100	60%
15/Dec/94	206	253	143	43%	410	105	74%
22/Dec/94	213	246	129	48%	187	90	52%
27/Dec/94	218	266	80	70%	280	74	74%
30/Dec/94	221	170	53	69%	347	116	67%

* Amostra composta

Quadro 2 ã Continuação - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de Operação	DQOf (mg/L)			DQOb (mg/L)		
		Afluente	Efluente	% rem	Afluente	Efluente	% rem
01/Jan/95	192	292	86	71%	318	97	69%
03/Jan/95	225	242	76	69%	674	123	82%
10/Jan/95	232	361	123	66%	425	130	69%
12/Jan/95	234	289	75	74%	462	205	56%
17/Jan/95	239	315	76	76%	222	128	42%
19/Jan/95	241	163	30	82%	290	145	50%
20/Jan/95	242	347	115	67%	571	97	83%
23/Jan/95	245	154	34	78%	392	97	75%
24/Jan/95	246	252	74	71%	-	-	-
25/Jan/95	247	322	50	84%	-	-	-
30/Jan/95	252	323	34	89%	-	-	-
03/Feb/95	256	137	44	68%	-	-	-
06/Feb/95	259	229	88	62%	1442	129	91%
08/Feb/95	261	132	96	27%	329	102	69%
13/Feb/95	266	190	58	69%	757	151	80%
15/Feb/95	268	235	65	72%	286	116	59%
17/Feb/95	270	228	42	82%	517	135	74%
20/Feb/95	273	214	62	71%	417	126	70%
22/Feb/95	275	226	50	78%	390	117	70%
24/Feb/95	277	308	89	71%	578	139	76%
03/Mar/95	284	245	55	76%	398	203	49%
06/Mar/95	287	157	55	65%	307	100	67%
13/Mar/95	294	178	59	67%	318	97	69%
15/Mar/95	296	93	43	54%	237	81	66%
17/Mar/95	298	191	65	66%	301	77	74%
20/Mar/95	301	161	43	73%	247	100	60%
22/Mar/95	303	165	39	76%	410	105	74%
24/Mar/95	305	116	52	55%	187	90	52%
27/Mar/95	308	154	60	61%	280	74	74%
29/Mar/95	310	-	-	-	347	116	67%
31/Mar/95	312	230	72	69%	458	84	82%
30/Apr/95	315	230	47	80%	674	123	82%
06/Apr/95	318	303	74	76%	425	130	69%
10/Apr/95	322	266	102	62%	462	205	56%
11/Apr/95	323	161	43	73%	222	128	42%
17/Apr/95	329	178	56	69%	290	145	50%
19/Apr/95	331	288	48	83%	571	97	83%
24/Apr/95	336	195	50	74%	392	97	75%

Quadro 3 - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de operação	SS (mg/L)		SSV (mg/L)		% SSV	
		Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes
21/Jun/94	27	82	50	-	-	-	-
23/Jun/94	29	124	40	-	-	-	-
28/Jun/94	34	215	24	-	-	-	-
30/Jun/94	36	262	40	-	-	-	-
05/Jul/94	41	580	36	-	-	-	-
07/Jul/94	43	315	64	-	-	-	-
12/Jul/94	48	90	4	-	-	-	-
14/Jul/94	50	68	52	-	-	-	-
19/Jul/94	55	69	37	56	35	81%	95%
20/Jul/94	56	150	50	144	44	96%	88%
22/Jul/94	58	400	46	337	38	84%	83%
25/Jul/94	61	77	68	66	59	85%	87%
27/Jul/94	63	74	60	64	48	86%	80%
29/Jul/94	65	65	75	55	72	85%	96%
01/Aug/94	69	150	20	102	16	68%	82%
04/Aug/94	72	96	29	80	27	83%	91%
08/Aug/94	76	80	36	69	31	86%	86%
11/Aug/94	79	110	26	92	23	84%	88%
16/Aug/94	84	122	37	97	31	79%	84%
18/Aug/94	86	202	28	158	24	78%	85%
23/Aug/94	91	84	38	74	33	88%	86%
25/Aug/94	93	93	22	83	20	89%	91%
29/Aug/94	97	420	18	357	14	85%	78%
01/Sep/94	100	133	19	105	18	79%	92%
05/Sep/94	104	243	44	195	38	80%	86%
08/Sep/94	107	118	35	83	30	70%	84%
12/Sep/94	111	86	28	63	24	73%	86%
15/Sep/94	114	133	42	97	38	74%	90%
19/Sep/94	118	238	20	208	17	87%	85%
26/Sep/94	125	853	29	577	24	68%	82%
29/Sep/94	128	83	47	70	41	84%	89%
05/Oct/94	134	142	38	120	33	85%	88%
07/Oct/94	137	345	20	245	17	71%	82%
10/Oct/94	140	78	14	60	12	77%	87%
13/Oct/94	143	65	17	56	15	87%	93%
17/Oct/94	147	320	33	258	30	81%	90%
20/Oct/94	150	51	18	41	16	82%	85%
25/Oct/94	155	78	16	68	15	87%	95%
27/Oct/94	157	204	28	164	25	80%	88%
31/Oct/94	161	204	15	174	13	85%	84%
03/Nov/94	164	140	12	120	11	86%	95%
07/Nov/94	168	70	24	60	20	86%	85%
11/Nov/94	172	154	25	124	22	81%	88%
16/Nov/94	177	598	27	470	22	79%	82%
18/Nov/94	179	187	20	168	17	90%	86%
21/Nov/94	182	90	20	76	19	85%	94%
24/Nov/94	185	228	24	180	21	79%	87%
28/Nov/94	189	928	30	688	27	74%	90%
01/Dec/94	192	130	43	118	35	91%	81%

Quadro 3 - continuação - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de operação	SS (mg/L)		SSV (mg/L)		% SSV	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
05/Dec/94	196	680	46	538	36	79%	79%
09/Dec/94	200	80	34	68	29	85%	87%
12/Dec/94	203	90	40	77	33	85%	84%
15/Dec/94	206	80	37	72	32	90%	85%
22/Dec/94	213	108	40	78	35	72%	88%
27/Dec/94	218	159	48	134	42	84%	86%
30/Dec/94	221	468	14	374	11	80%	80%
20/Jan/95	242	664	55	544	45	82%	82%
23/Jan/95	245	306	18	236	9	77%	52%
24/Jan/95	246	107	55	93	45	87%	82%
25/Jan/95	247	400	112	276	69	69%	62%
30/Jan/95	252	120	95	61	60	51%	63%
03/Feb/95	256	76	73	54	44	72%	60%
06/Feb/95	259	938	49	668	43	71%	88%
08/Feb/95	261	130	35	83	26	64%	74%
10/Feb/95	263	63	72	47	35	75%	49%
13/Feb/95	266	340	71	246	59	72%	83%
15/Feb/95	268	262	33	114	21	44%	64%
17/Feb/95	270	246	37	186	32	76%	86%
20/Feb/95	273	64	24	59	20	92%	83%
22/Feb/95	275	97	34	77	25	79%	74%
24/Feb/95	277	194	51	164	41	85%	81%
03/Mar/95	284	86	61	78	56	91%	92%
06/Mar/95	287	83	15	-	-	-	-
13/Mar/95	294	68	31	56	21	82%	66%
15/Mar/95	296	133	36	100	25	75%	68%
17/Mar/95	298	83	31	71	25	86%	80%
20/Mar/95	301	84	61	76	51	90%	84%
22/Mar/95	303	194	42	154	34	79%	81%
27/Mar/95	308	80	25	65	22	81%	88%
31/Mar/95	310	160	19	-	-	-	-
03/Apr/95	315	344	64	262	52	76%	81%
06/Apr/95	318	70	56	62	46	89%	82%
10/Apr/95	322	176	68	158	46	90%	68%
11/Apr/95	232	52	54	30	24	58%	44%
17/Apr/95	329	76	50	68	44	89%	88%
19/Apr/95	331	680	28	578	26	85%	93%

Quadro 4 - Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de operação	pH		Alcalinidade		Temperatura	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
21/Jun/94	27	7,2	7,8	237	306	-	-
23/Jun/94	29	7,4	8	217	316	-	-
28/Jun/94	34	7,4	7,8	211	341	-	-
30/Jun/94	36	7,4	7,5	201	242	-	-
05/Jul/94	41	7,25	7,8	247	313	-	-
07/Jul/94	43	7,1	7,85	201	298	-	-
12/Jul/94	48	7,45	8,05	208	305	-	-
14/Jul/94	50	7,37	7,86	232	268	-	-
19/Jul/94	55	7,6	7,3	256	326	-	-
20/Jul/94	56	7,04	7,7	173	277	-	-
21/Jul/94	57	7,9	7,84	202	295	-	-
22/Jul/94	58	7,27	7,07	226	278	-	-
25/Jul/94	61	8,05	8,11	245	313	-	-
27/Jul/94	63	7,35	8	281	382	-	-
29/Jul/94	65	7,5	8,85	223	315	-	-
01/Aug/94	69	7,75	8,1	208	328	AF	EF
04/Aug/94	72	6,8	7,64	196	283	20	19,8
08/Aug/94	76	6,8	7,55	217	308	15,6	16
11/Aug/94	79	6,89	7,57	223	320	18,4	18,2
16/Aug/94	84	6,87	7,4	199	251	17,6	17,7
18/Aug/94	86	6,9	7,58	239	329	18,8	19,1
23/Aug/94	91	6,85	7,64	258	454	19,3	19,6
25/Aug/94	93	6,84	7,66	235	416	20,9	21,2
29/Aug/94	97	6,84	7,85	232	381	22	21,5
01/Sep/94	100	6,71	7,7	242	413	20	20,4
05/Sep/94	104	6,84	7,32	255	305	20,1	20,4
08/Sep/94	107	6,83	7,29	217	270	21,1	21,4
12/Sep/94	111	6,79	7,32	211	308	19,3	19,5
15/Sep/94	114	6,79	7,24	228	262	21,8	22,1
19/Sep/94	118	7	7,53	222	320	23	23,4
26/Sep/94	125	6,94	7,51	205	298	24,3	24,2
29/Sep/94	128	7,42	7,75	271	320	21,8	21,9
05/Oct/94	134	7,5	7,9	205	331	21,8	22,1
07/Oct/94	137	6,53	7,51	204	320	21,6	22,1
10/Oct/94	140	6,59	7,42	237	351	23,1	23,3
13/Oct/94	143	6,45	7,3	238	377	24,5	24,9
17/Oct/94	147	6,62	7,58	207	374	24,7	23
17/Oct/94	147	7	7,8	210	367	24,5	25,1
20/Oct/94	150	6,62	7,41	149	266	25,6	26,1
25/Oct/94	155	7,33	7,98	220	323	25,1	25,7
27/Oct/94	157	6,44	7,48	226	392	24,9	22,9
31/Oct/94	161	6,97	7,62	163	469	25,1	24,9
03/Nov/94	164	6,73	7,63	224	367	20,2	20,8
07/Nov/94	168	6,65	7,61	258	368	19,4	19,7
11/Nov/94	172	6,62	7,58	247	359	23,9	22,2
16/Nov/94	177	6,64	7,51	167	360	22,1	22

18/Nov/94	179	6,48	7,25	182	293	25	24,7
-----------	-----	------	------	-----	-----	----	------

Quadro 4 ã continuação -Resultados obtidos durante o período experimental

Data	Dias de operação	pH		Alcalinidade		Temperatura	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
21/Nov/94	182	6,52	7,34	183	328	22,1	21,8
24/Nov/94	185	6,88	7,37	205	279	23,1	23,3
28/Nov/94	189	6,65	7,38	149	339	25,8	25,2
01/Dec/94	192	6,68	7	179	223	24,1	24,3
05/Dec/94	196	6,59	7,01	166	283	23,5	23,5
09/Dec/94	200	6,57	6,88	138	157	25	24,8
12/Dec/94	203	6,47	6,86	195	252	25,1	24,7
15/Dec/94	206	6,54	6,86	194	238	25,7	24,4
22/Dec/94	213	6,59	6,92	194	234	25,9	26,5
27/Dec/94	218	6,57	6,91	204	255	25	24,2
30/Dec/94	221	6,6	7,7	152	261	23,7	23,2
02/Jan/95	224	6,38	6,92	204	340	24,8	24,5
03/Jan/95	225	6,25	6,7	120	229	23,8	24
12/Jan/95	234	6,61	6,88	150	233	24,6	24,8
17/Jan/95	239	6,75	7	212	253	24	24,1
19/Jan/95	241	6,9	7,65	158	213	26	25
23/Jan/95	245	7,95	8,65	174	351	25,5	25,2
24/Jan/95	246	7,1	8,15	194	223	24,7	24,1
30/Jan/95	252	6,62	6,92	171	218	23,8	22,8
03/Feb/95	256	6,93	7,01	162	194	23	-
06/Feb/95	259	6,62	6,65	193	240	24,6	23,3
08/Feb/95	261	6,8	6,94	146	172	-	-
15/Feb/95	270	7,11	7,13	166	180	-	-
17/Feb/95	275	6,8	7,02	189	218	-	-
20/Feb/95	303	7,2	-	195	207	-	-
22/Feb/95	308	7,1	7,9	212	240	-	-
20/Mar/95	310	-	7,2	167	200	-	-
22/Mar/95	315	6,54	-	220	209	-	-
27/Mar/95	322	-	6,64	134	174	-	-
29/Mar/95	323	-	6,87	188	220	-	-
03/Apr/95	329	6,51	6,81	152	211	-	-
10/Apr/95	331	6,69	-	171	240	-	-
11/Apr/95	336	-	6,88	130	215	-	-
17/Apr/95	-	-	-	138	227	-	-
19/Apr/95	-	-	-	174	301	-	-
24/Apr/95	-	-	-	175	198	-	-

Quadro 5 - Resultados obtidos durante o período experimental

Análise de Nitrogênio						
Data	Dias de Operação	TDH (h)	N _{NH3} (mg/l)		N _{org} (mg/l)	
			Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
01/Jul/94	37	24	38	36,4	1,1	0,8
02/Set/94	101	18	46,4	50,2	3	0,9
30/Set/94	129	12	48,8	49,5	1,4	1,8
19/Oct/94	149	12	25,3	35,9	-	-
09/Nov/94	170	8	37,7	44,9	0,6	1
02/Dec/94	193	8	32,9	34	1,2	0,94
31/Jan/95	253	6	29,5	31,6	-	-
23/Feb/95	276	8	33,7	36,4	-	-
04/Apr/95	316	8	29,9	29,4	-	-
24/Apr/95	336	8	39,1	25,3	-	-

Análise de Fósforo				
Data	Dias de operação	TDH (h)	Fósforo (mg/l)	
			Afluente	Efluente
01/Jul	47	24	4,5	5,2
02/Sep	101	18	3,7	4,7
30/Set	129	12	4,2	4,9
09/Nov	170	8	4,6	3,9
23/Nov	184	8	3,9	3,5
01/Dec	193	8	3,8	3,8
31/Jan	253	6	3,2	3,3
04/Apr	316	8	3,1	2,5

Quadro 6 - Resultados obtidos durante o período experimental

PERFIL DE DQO FILTRADA							
Data	TDH	AF	T1	T2	T3	T4	EF
05/Jul/94	24	412	206	82	124	115	124
12/Jul/94	24	320	160	112	144	144	128
19/Jul/94	24	296	137	137	141	150	141
25/Jul/94	24	319	118	136	101	115	104
01/Aug/94	18	188	32	67	44	75	98
08/Aug/94	18	312	104	112	83	104	114
16/Aug/94	18	241	82	77	87	92	103
29/Aug/94	18	284	80	88	77	88	122
12/Sep/94	12	269	151	140	151	134	134
Oct/95/94	12	203	76	114	98	98	92
27/Oct/94	12	300	91	136	68	73	75
07/Nov/94	8	222	84	145	150	103	126
05/Dec/94	8	146	87	85	74	90	62
27/Dec/94	8	218	185	100	105	75	80
10/Jan/94	6	232	101	138	106	148	123
30/Jan/95	6	252	101	-	72	67	34
03/Feb/95	6	256	-	142	77	49	44
06/Mar/95	8	287	64	43	64	52	55
12/Apr/95	8	324	70	43	48	81	43

Quadro 7 - Resultados obtidos durante o período experimental

/95PERFIL DE SÓLIDOS TOTAIS					
Data	TDH	T1	T2	T3	T4
21/Jun/94	24	3072	454	23400	478
28/Jun/94	24	7808	510	146	352
05/Jul/94	24	382	398	396	394
12/Jul/94	24	476	422	408	410
19/Jul/94	24	486	426	404	420
25/Jul/94	24	438	37-	376	392
01/Aug/94	18	448	410	394	410
08/Aug/94	18	530	432	438	434
16/Aug/94	18	346	336	316	316
29/Aug/94	18	536	418	412	418
12/Sep/94	12	534	422	400	406
26/Sep/94	12	3984	464	458	458
10/Oct/94	12	16998	458	424	436
27/Oct/94	12	1680	-	448	512
07/Nov/94	8	4862	452	432	432
21/Nov/94	8	12156	464	436	438
05/Dec/94	8	21042	472	412	404
27/Dec/94	8	34068	-	432	374
30/Jan/95	6	37320	1326	11432	362
03/Feb/95	6	57280	1494	354	356
20/Feb/95	6	75686	1410	292	238
15/Mar/95	8	36220	8784	320	278
12/Apr/95	8	44312	12220	334	218

Anexo 2

Análise da Variância

Comparação: fases I, II e III com fases IV, V e VI

Eficiência DBO filtrada

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	1.248,3048	1	1.248,3048	6,656	0,0145
Dentro dos grupos	6.188,6667	33	187,5354		
Total	7.436,9714	34			

Eficiência DQO filtrada

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	6.067,804	1	6.067,8041	25,899	0,0000
Dentro dos grupos	20.383,072	87	234,2882		
Total	26.450,876	88			

Eficiência DQO bruta

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	822,934	1	822,93409	4,612	0,0360
Dentro dos grupos	10.171,778	57	178,45224		
Total	10.994,712	58			

Sólidos Suspensos efluente

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	1.764,436	1	1.764,4363	5,140	0,0259
Dentro dos grupos	29.177,242	85	343,2617		
Total	30.941,678	86			

Comparação: fases IV e VI com fase V

Eficiência DBO filtrada

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	154,6919	1	154,69188	1,364	0,2573
Dentro dos grupos	2.155,1176	19	113,42724		
Total	2.309,8095	20			

Eficiência DBO bruta

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	20,0025	1	20,00253	0,121	0,7356
Dentro dos grupos	3.316,3611	20	165,81806		
Total	3.336,3636	21			

Eficiência DQO filtrada

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	1.085,7800	1	1.085,7800	7,871	0,0017
Dentro dos grupos	6.621,6000	48	137,9500		
Total	7.707,3800	49			

Eficiência DQO bruta

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	51,3924	1	51,39236	0,317	0,5824
Dentro dos grupos	6.332,6076	39	162,37455		
Total	6.384,0000	40			

Sólidos suspensos efluente

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F _{ratio}	Nível de significância
Entre os grupos	3.405,062	1	3.405,0619	8,463	0,0054
Dentro dos grupos	19.714,624	49	402,3393		
Total	23.119,686	50			