



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL

USO DA LUFFA CYLINDRICA COMO MEIO SUPORTE PARA CRESCIMENTO
BACTERIANO EM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS

por

WILLIAM VIEIRA FERNANDES

**Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba para a
obtenção do grau de Mestre**

**João Pessoa – Paraíba
Junho - 2012**



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL

USO DA LUFFA CYLINDRICA COMO MEIO SUPORTE PARA CRESCIMENTO
BACTERIANO EM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS

Dissertação submetida ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba como parte dos requisitos necessários a obtenção do título de Mestre.

William Vieira Fernandes

ORIENTADOR: Prof Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior

João Pessoa – Paraíba
Junho - 2012

F363u Fernandes, William Vieira.
 Uso da Luffa cylindrica como meio suporte para
 crescimento bacteriano em filtro anaeróbio tratando esgotos
 domésticos / William Vieira Fernandes.-- João Pessoa,
 2012.
 99f. : il.
 Orientador: Gilson Barbosa Athayde Júnior
 Dissertação (Mestrado) – UFPB/CT
 1. Engenharia Urbana e Ambiental. 2. Tratamento de
 esgoto. 3. Filtro anaeróbio. 4. Luffa cylindrica.

UFPB/BC

CDU: 62:711(043)

**USO DA BUCHA VEGETAL (LUFFA CYLINDRICA) COMO MEIO DE CRESCIMENTO
BACTERIANO EM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO**

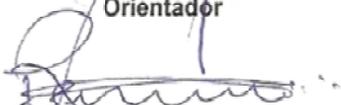
WILLIAM VIEIRA FERNANDES

Dissertação aprovada em 18 de junho de 2012

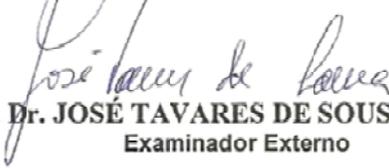
Período Letivo: 2012.1



Prof. Dr. GILSON BARBOSA ATHAYDE JÚNIOR – UFPB
Orientador



Prof. Dr. RENNIO FELIX DE SENA - UFPB
Examinador Interno



Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA – UEPB
Examinador Externo

**João Pessoa-PB
2012**

À minha querida esposa Dora e aos meus filhos queridos Guilherme e Daniel.

Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar a Deus por se lembrar de mim mesmo quando às vezes eu me esqueço d'Ele e me dar saúde e inteligência para vencer os obstáculos.

Aos meus pais Williams e Livramento, por sempre terem me incentivado a estudar e acreditarem no meu potencial.

À minha esposa Dora pelo amor, compreensão e apoio em todas as dificuldades que enfrentei.

Aos meus filhos Guilherme e Daniel, pela felicidade que me deram nascendo durante o período do curso.

Ao professor Gilson Barbosa Athayde Júnior por ter me orientado, apoiado, estimulado, enfim, ter sido mais que orientador.

À professora Carmem Lúcia por ter cedido as instalações do laboratório de saneamento para realização de todas as análises e pelos conhecimentos transmitidos nas disciplinas.

Aos técnicos de laboratório Romildo e Elson, e aos alunos de Iniciação científica Mariana, Ysa e Álvaro por terem contribuído na realização das análises.

Aos meus colegas de curso em geral, especialmente Ricardo e Natália pela ajuda na execução do sistema experimental.

Ao prefeito universitário Alessandro da Cunha Diniz pelo apoio e pela compreensão durante todo o curso.

Aos meus colegas de trabalho, em especial Antônio Júnior, Brito, Alan e Thiago, que já tendo passado pela mesma experiência contribuíram incentivando e apoiando.

Resumo

O afastamento em relação aos centros urbanos, em geral, é o maior responsável por inviabilizar economicamente a implantação de uma rede coletora de esgoto nas comunidades periurbanas. Sistemas simplificados e de alta relação benefício/custo podem se mostrar bastante vantajosos como solução sanitária. No Brasil, o filtro anaeróbio tem sido frequentemente utilizado em sequência ao tanque séptico para tratamento da fração solúvel do efluente, atendendo aos critérios técnicos e econômicos. A aplicação da *Luffa cylindrica*, ou bucha vegetal, como meio suporte em reatores anaeróbios, em especial nos biofiltros, ainda necessita de maior investigação. O objetivo deste estudo é analisar a viabilidade técnica da utilização deste material em filtros anaeróbios como uma alternativa de baixo custo para o tratamento de efluentes domésticos. Foi construído um sistema composto por tanque séptico, caixa separadora de vazão e três filtros anaeróbios em paralelo, no Campus I da UFPB. O filtro F1 foi preenchido com bucha vegetal, o F2 com aparas de eletroduto e o F3 com brita. O monitoramento da vazão e de parâmetros físico-químicos dos efluentes foi feito durante um ano. Foram obtidas eficiências na ordem de 37,5%, 36,2% e 52,1% na remoção de DBO₅ e 44,4%, 34,4% e 40,0% na remoção de DQO para os filtros F1, F2 e F3, respectivamente. Não foi observada degradação apreciável na bucha vegetal. Pode-se concluir que o desempenho dos sistemas foi semelhante, demonstrando que a *Luffa cylindrica* pode ser utilizada como meio suporte alternativo em filtros anaeróbios.

Palavras-chave: Tratamento de esgotos, Filtro anaeróbio, *Luffa cylindrica*.

Abstract

The remoteness from urban centers, in general, is the most responsible for the not economically feasible implementation of a sewage disposal system. Simplified and high benefit/cost ratio systems may prove very useful as sanitary solution. In Brazil, anaerobic filters have been often used in septic tank sequence for the soluble fraction effluent's treatment, given technical and economic criteria. The use of *Luffa cylindrica*, or loofah sponge, as support media in anaerobic reactors, particularly in biofilters, still requires further investigation. The objective of this study was to investigate the feasibility of using this material in anaerobic filters as a low cost alternative for domestic sewage treatment. A system consisting of septic tank, flow divider box and anaerobic filters in parallel was built at the campus I UFPB. The filter F1 was filled with loofah sponge, the F2 with conduit chips and F3 with stone. Monitoring of flow and physical-chemical parameters of effluent was made during one year. Efficiencies were obtained in the order of 37.5%, 36.2% and 52.1% in BOD removal and 44.4%, 34.4% and 40.0% for COD removal for the F1, F2, and F3 filters respectively. There was no noticeable degradation in loofah sponge. It can be concluded that the systems performance was similar, indicating that *Luffa cylindrica* can be used as alternate support media in anaerobic filters.

Keywords: Sewage treatment, Anaerobic filters, *Luffa cylindrica*.

Sumário

1. Introdução	16
2. Revisão de Literatura	19
2.1. Sistemas de Esgotamento Sanitário	19
2.2. Esgotamento Sanitário em Comunidades Periurbanas.....	19
2.3. Opções Individuais de Esgotamento Sanitário.....	21
2.3.1. Tanque Séptico.....	23
2.4. Filtro Anaeróbio.....	24
2.4.1. Histórico	25
2.4.2. Tipos de filtros anaeróbios	28
2.4.3. Biomassa aderida	30
2.4.4. Meio suporte	32
2.5. Digestão Anaeróbia.....	44
2.5.1. Microbiologia da digestão anaeróbia	44
2.6. Caracterização de esgotos domésticos	49
2.6.1. pH e Temperatura	50
2.6.2. Alcalinidade.....	51
2.6.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	51
2.6.4. Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	52
2.6.5. Valores do esgoto de João Pessoa	53
3. Material e Métodos.....	54
3.1. Descrição do Sistema Experimental	54
3.2. Medição de Vazão	63
3.3. Parâmetros Analizados e Métodos Analíticos.....	64
3.4. Procedimentos de Coleta e Amostragem.....	64
3.5. Tratamento Estatístico dos Dados Experimentais.....	66
4. Resultados	67
4.1. Medições de Vazão.....	67
4.2. Parâmetros de Análise.....	71
4.2.1. Temperatura	71
4.2.2. pH	72

4.2.3. Alcalinidade	74
4.2.4. DBO ₅	75
4.2.5. DQO	78
4.2.6. Amônia	81
4.2.7. Cor e Turbidez	82
4.3. Obstrução dos Filtros	86
4.4. Verificação da Integridade da Bucha Vegetal	86
5. Conclusão	92
6. Sugestões para pesquisas futuras	93
7. Referências bibliográficas	94

Lista de Figuras

Figura 1: Esgotamento sanitário na zona Urbana.	20
Figura 2: Fossa seca convencional e fossa seca ventilada (FUNASA, 2006).	22
Figura 3: Desenho esquemático do Tanque séptico com câmara única, à esquerda; e o de duas câmaras (Tanque de Imhoff), à direita (VAN HAANDEL ET AL, 2006)....	23
Figura 4: Principais sistemas de tratamento anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).	28
Figura 5: Filtros anaeróbios de fluxo ascendente (à esquerda) e descendente (à direita).....	29
Figura 6: Detalhe esquemático de Tanque séptico seguido de Filtro anaeróbio de fluxo ascendente com fundo falso perfurado.	29
Figura 7: Bucha vegetal com a casca e sem a mesma.	38
Figura 8: Corte transversal num exemplar de bucha vegetal.	38
Figura 9: Bucha vegetal <i>in natura</i> (A), com lodo (B) e após lavagem (C) (AGRA, 2009).	41
Figura 10: Fotos obtidas por MEV dos materiais suportes. (a) filtro de carbono, (b) lã de rocha, (c) espuma de poliuretano e (d) bucha vegetal (Yang, 2004).....	43
Figura 11: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. (Fonte http://www.biodieselbr.com/energia/biogas/biodigestor.htm).....	45
Figura 12: Morfologia das archaea visto por microscopia fluorescente; a) Methanosaeta e metanosarcina (6 a 150 μm) e b) hidrogenotróficas (2 a 6 μm) (DEMIREL e SCHERER, 2008);.....	48
Figura 13: Efeito do pH no equilíbrio do íon sulfeto (SAWYER et. al, 1994).	49
Figura 14: Foto de satélite da UFPB com localização da Residência Universitária...54	
Figura 15: Detalhe da conexão dos tubos de queda com o sistema de tratamento. .55	

Figura 16: Caixa separadora de vazão.....	55
Figura 17: Vista do recipiente colocado em um dos três compartimentos.....	56
Figura 18: Vista superior dos filtros preenchidos (da esquerda para a direita) com bucha vegetal (F1), Eletroduto corrugado (F2) e pedra britada 32 mm (F3).	58
Figura 19: Vista lateral do sistema de tratamento em funcionamento.	58
Figura 20: Filtro F1 com as buchas na posição vertical.....	60
Figura 21: Planta baixa e corte do sistema de tratamento.....	61
Figura 22: Filtros F2 e F3 preenchidos com eletroduto corrugado e brita 32 mm respectivamente da esquerda para a direita.....	62
Figura 23: Medição da vazão dos filtros.	63
Figura 24: Entrada do efluente do tanque séptico na caixa divisora de vazão.....	64
Figura 25: Gráfico da vazão nos filtros no dia 03/06/2011 (sexta-feira).....	67
Figura 26: Gráfico da vazão nos filtros no dia 21/06/2011 (terça-feira).	67
Figura 27: Gráfico da vazão nos filtros no dia 20/07/2011 (quarta-feira).	68
Figura 28: Gráfico da vazão nos filtros no dia 17/10/2011 (segunda-feira).	68
Figura 29: Gráfico da vazão nos filtros no dia 20/10/2011 (quinta-feira).	69
Figura 30: Temperatura do efluente nos pontos analisados.....	71
Figura 31: ANOVA dos dados de temperatura para uma significância de 5%.....	71
Figura 32: Dados de pH durante o período de estudo.....	73
Figura 33: ANOVA dos dados de pH para uma significância de 5%.	74
Figura 34: Comportamento temporal dos dados de alcalinidade nos pontos de estudo.....	75

Figura 35: ANOVA dos dados de alcalinidade nos pontos de estudo.....	75
Figura 36: Comportamento temporal da DBO ₅	76
Figura 37: ANOVA dos dados de DBO ₅	77
Figura 38: Comportamento temporal dos dados de DQO.	79
Figura 39: ANOVA dos dados de DQO nos pontos em estudo.	80
Figura 40: Comportamento temporal dos dados de Amônia.	82
Figura 41: ANOVA dos dados de Amônia nos pontos em estudo.	82
Figura 42: Dados de Cor do efluente nos pontos em estudo.....	83
Figura 43: Dados de Turbidez do efluente nos pontos em estudo.	83
Figura 44: ANOVA dos dados de Cor nos pontos em estudo.....	84
Figura 45: ANOVA dos dados de Turbidez nos pontos em estudo.	84
Figura 46: Vista superior do filtro F1 após um ano de operação.	87
Figura 47: Vista superior do filtro F2 após um ano de operação.	87
Figura 48: Vista superior do filtro F3 após um ano de operação.	88
Figura 49: Vista superior do filtro F1 após esvaziamento.	88
Figura 50: Vista superior do filtro F2 após esvaziamento.	89
Figura 51: Vista superior do filtro F3 após esvaziamento.	89
Figura 52: Exemplar de bucha vegetal apresentando degradação.	90
Figura 53: Exemplares de bucha vegetal que ficaram submerso (à esquerda) e ao ar livre (à direita).....	91
Figura 54: Exemplares do meio filtrante F1, F2 e F3 respectivamente de cima para baixo.....	91

Lista de Quadros

Quadro 1: Vantagens e desvantagens das soluções individuais e coletivas de esgotamento sanitário (RODRIGUES, 2008).	21
Quadro 2: Configurações de reatores anaeróbios desenvolvidas entre 1950 e 1980 (adaptado de Foresti, 2006).	27
Quadro 3: Fatores que afetam a adsorção das células nas superfícies sólidas (adaptado de Gavrilescu e Macoveanu, 2000).	31
Quadro 4: Principais finalidades do meio suporte e requisitos necessários (adaptado de CHERNICHARO, 2007).	32
Quadro 5: Trabalho recentes relacionados com o tratamento de efluentes utilizando bucha como meio suporte.	39
Quadro 6: composição típica do esgoto doméstico bruto (adaptado de METCALF e EDDY, 2003).	50
Quadro 7: Parâmetros físico-químicos do esgoto bruto na cidade de João Pessoa.	53
Quadro 8: Limites granulométricos de agregado graúdo (adaptado de ABNT, 1983).	57
Quadro 9: Limites granulométricos de agregado graúdo (adaptado de ABNT, 2005).	57
Quadro 10: Índice de vazios e TDH estimado dos filtros anaeróbios F1, F2 e F3.	62
Quadro 11: Datas e dias da semana em que foi realizada aferição da vazão.	63
Quadro 12: Parâmetros, frequência de análise e método utilizado.	64
Quadro 13: Datas de coleta do sistema e parâmetros analisados.	66
Quadro 14: Vazão média dos filtros nos diferentes dias e percentual referente à maior vazão.	69
Quadro 15: Tempo de detenção hidráulica para a vazão média real.	71

Quadro 16: Eficiência de remoção de DBO_5 em cada um dos filtros.....	77
Quadro 17: Eficiência de remoção de DBO_5 a partir da terceira coleta.....	77
Quadro 18: Constante cinética k real referente à remoção de DBO_5	78
Quadro 19: Constante cinética k aparente referente à remoção de DBO_5	78
Quadro 20: Eficiência de remoção de DQO nos filtros.	80
Quadro 21: Constante cinética k real referente à remoção de DQO.	81
Quadro 22: Constante cinética k aparente referente à remoção de DQO.	81
Quadro 23: Eficiência de remoção de Cor nos filtros.....	85
Quadro 24: Eficiência de remoção de Turbidez nos filtros.	85
Quadro 25: Constante cinética k real referente à remoção de Cor.....	85
Quadro 26: Constante cinética k aparente referente à remoção de Cor.....	85
Quadro 27: Constante cinética k real referente à remoção de Turbidez.....	85
Quadro 28: Constante cinética k aparente referente à remoção de Turbidez.	86
Quadro 29: Datas de ocorrência de obstrução do Filtro F3.	86

Lista de Siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (BOD em inglês)
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio padrão de 5 dias a 20°C
DQO	Demanda Química de Oxigênio (COD em inglês)
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
pH	Potencial Hidrogeniônico
UFPB	Universidade Federal da Paraíba

Lista de Símbolos

ϵ Perda de Carga

η Viscosidade

1. INTRODUÇÃO

Apesar de atualmente o Brasil se destacar entre as grandes nações em desenvolvimento, contraditoriamente, em algumas regiões apresenta índices de salubridade ambiental comparáveis aos de países que vivem em extrema pobreza. Com base em informações atuais, é possível afirmar que apenas 26,5% da população urbana na região Nordeste é atendida por rede coletora de esgotos, enquanto a média nacional é de 52% (SNSA, 2011).

As comunidades periurbanas sofrem, em geral, com sérios problemas de infraestrutura sanitária. Em pesquisa realizada em uma área periférica do Município de João Pessoa, identificou-se a total inexistência da rede de esgotamento sanitário (SILVA, 2006). O afastamento em relação aos centros urbanos, em geral, é o maior responsável por inviabilizar economicamente a implantação de uma rede coletora de esgoto, aliado à ineficiência da gestão pública.

O panorama atual permite concluir que os sistemas individuais de tratamento de esgotos ainda serão amplamente adotados como solução sanitária na periferia dos grandes centros urbanos. Portanto, sistemas simplificados e de alta relação benefício/custo podem se mostrar bastante vantajosos. E ainda, deve-se levar em conta a realidade das diferentes regiões brasileiras, adequando a tecnologia aos recursos disponíveis.

O tanque séptico, por sua simplicidade, é provavelmente a alternativa mais utilizada em todo o mundo para o tratamento individualizado do esgoto doméstico em residências. Consiste num compartimento onde ocorre a sedimentação e também a digestão anaeróbica do lodo presente no esgoto. Porém, a baixa eficiência, aliada à necessidade de retirada do lodo periodicamente, é a principal desvantagem deste sistema (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

No Brasil, tem sido frequentemente utilizado o filtro anaeróbio em seguimento ao tanque séptico para tratamento da fração solúvel do efluente. O sistema composto é uma possível solução que atende aos critérios técnicos e

econômicos. Além dos baixos custos de construção e manutenção, o conjunto apresenta uma eficiência bastante satisfatória no que diz respeito ao tratamento dos esgotos domésticos. Segundo a NBR 13.969 (ABNT, 1997), estes sistemas combinados podem alcançar até 75% de remoção de matéria orgânica biodegradável. Paralelamente, estudos demonstram que a eficiência de remoção de ovos de helmintos do conjunto pode chegar a mais de 93% (CAVALCANTE *et al.*, 2010).

Todavia, uma preocupação importante relacionada ao filtro anaeróbio, é o preço do material suporte, que pode resultar em custos da mesma ordem do da construção do próprio reator (SPEECE, 1983 apud VAN HAANDEL *et al.*, 2006). Sendo assim, muitos estudos têm sido feitos recentemente mostrando a viabilidade de diversos materiais alternativos, cuja disponibilidade no mercado para aquisição seja relativamente fácil e a preços baixos.

Dentre os estudos de materiais alternativos como meio de suporte, pode ser destacado o trabalho de Picanço *et al.* (2001) que analisou a espuma de poliuretano, PVC, tijolo refratário e cerâmica porosa. De forma semelhante, Jordão *et al.* (2002) comparou a eficiência de meio randômico plástico e cubos de espuma em relação à brita n.º 4 (entre 32 e 64 mm de diâmetro). Tem sido estudada também a influência da porosidade e da textura superficial do meio suporte na eficiência do filtro anaeróbio (SHOW E TAY, 1999).

A viabilidade de materiais orgânicos alternativos também tem sido analisada, tal é o caso da fibra de coco (LEE *et al.*, 2007) e do bambu (NAVAL *et al.*, 2002 e TONETTI *et al.*, 2011). As principais vantagens dos materiais alternativos orgânicos são a disponibilidade e o custo de aquisição muitas vezes nulo. Contudo, a durabilidade destes em um meio agressivo, como é o caso do esgoto, é algo que precisa ser cuidadosamente investigado.

Ultimamente, tem sido estudada a viabilidade do uso da *Luffa cylindrica*, ou bucha vegetal, como meio suporte para crescimento bacteriano em diversos tipos de sistemas de tratamento de esgotos. Geralmente estas pesquisas estão associadas a reatores aeróbios (SOUSA *et al.*, 2008; RUIZ-MARÍN *et al.*, 2009;

NABIZADEH *et al.*, 2008). É uma planta que requer temperaturas quentes para o seu crescimento. Existe um histórico do seu cultivo em países da Ásia e África (OBOH E ALUYOR, 2009).

Devido à grande porosidade da bucha vegetal, espera-se que o crescimento bacteriano seja favorecido neste meio. Contudo, a sua aplicação em reatores anaeróbios, em especial os biofiltros, ainda necessita de maior investigação.

O objetivo geral deste trabalho é analisar a viabilidade técnica da utilização da bucha vegetal como meio suporte de filtros anaeróbios como uma alternativa de baixo custo para o tratamento de efluentes domésticos.

E ainda, os objetivos específicos são os seguintes:

- Comparar a eficiência da bucha vegetal como meio suporte de filtros anaeróbios com outros materiais convencionais (brita e aparas de conduíte);
- Analisar a durabilidade da bucha vegetal como material suporte em filtros anaeróbios;

2. Revisão de Literatura

2.1. Sistemas de Esgotamento Sanitário

A NBR 9648 (ABNT, 1986) define esgoto sanitário como despejo líquido de esgotos domésticos e industriais, água de infiltração e a contribuição parasitária. Também define esgoto doméstico como o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas.

O esgoto doméstico é aquele que provém principalmente de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. Compõem-se essencialmente da água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem (FUNASA, 2006).

A coleta e tratamento adequados dos efluentes domésticos é uma das condições fundamentais para a manutenção da salubridade do meio urbano. Entretanto, nas cidades brasileiras, apesar do contínuo investimento em redes coletoras de esgotos, ainda está longe de ser alçada a solução deste problema.

No Brasil, 58,9% dos moradores em domicílios urbanos particulares permanentes são atendidos por rede coletora de esgotos, enquanto 21,6% possuem fossa séptica, restando 19,5 % dos domicílios sem nenhum serviço de esgotamento sanitário (IBGE, 2010). No caso particular do estado da Paraíba, o percentual é de 29,4% de domicílios sem esgotamento (Figura 1).

2.2. Esgotamento Sanitário em Comunidades Periurbanas

As comunidades periurbanas caracterizam-se pela precariedade da salubridade ambiental. Esta situação é causada em especial pela destinação inadequada dos efluentes domésticos.

Isto foi diagnosticado por Moraes (1997) em assentamentos humanos na periferia de Salvador, onde ficou evidente o fato de que pequenas melhorias na disposição dos efluentes domésticos, nessas comunidades, foram responsáveis pelo controle da transmissão de helmintoses intestinais nas crianças.

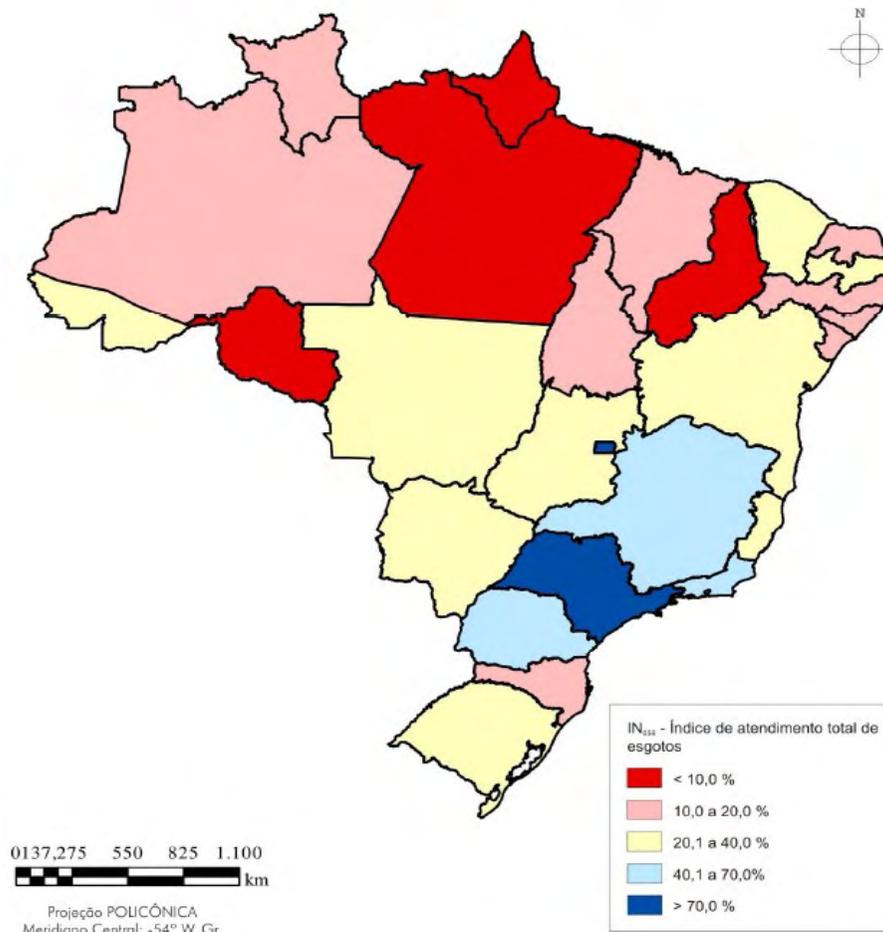


Figura 1: Índice de atendimento total de coleta de esgotos em 2009 (SNSA, 2011).

Em pesquisa realizada em comunidades localizadas na bacia do baixo curso do Rio Gramame, inserida na área urbana do Município de João Pessoa, identificou-se a total inexistência da rede de esgotamento sanitário (SILVA, 2006). A autora destacou ainda que apenas algumas moradias possuíam tanques sépticos, e o destino dos dejetos era geralmente fossas secas. Este problema, aliado ao esgoto que corre a céu aberto em muitos casos, contribui para a poluição dos corpos aquáticos superficiais e subterrâneos, os quais são, em geral, utilizados para abastecimento de água das mesmas comunidades.

De fato, a poluição da água subterrânea pelo efluente de fossas sépticas em áreas recém urbanizadas é um problema recorrente nas grandes cidades. Pesquisas realizadas no Delta do Rio Pearl, na China, revelaram que a água subterrânea está sendo poluída rapidamente pelos tanques sépticos instalados em várias residências (LU et. al., 2008). Da mesma forma, na Baía de

Cheasapeake, nos EUA, uma pesquisa revelou que a alteração no fluxo de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) e na qualidade das águas subterrâneas é devido ao aumento da quantidade de tanques sépticos decorrente do crescimento populacional (REAY, 2004).

2.3. Opções Individuais de Esgotamento Sanitário

Na concepção dos sistemas de esgotamento sanitário podem ser adotadas soluções individuais ou coletivas, dependendo da geomorfologia da região. As soluções individuais devem ser incluídas em pontos de difícil acesso à rede coletora ou que podem encarecer a obra, seja por instalações de estações elevatórias ou por escavações muito profundas (RODRIGUES, 2008).

O Quadro 1 apresenta as vantagens e desvantagens das soluções individuais e coletivas de esgotamento sanitário. Nele é possível perceber o impacto sócio-econômico da escolha do sistema de esgotamento sanitário.

Quadro 1: Vantagens e desvantagens das soluções individuais e coletivas de esgotamento sanitário (adaptado de RODRIGUES, 2008).

Solução	Vantagens	Desvantagens
Individual	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo de implantação; 	<ul style="list-style-type: none"> • Menor eficiência no tratamento dos esgotos; • Maior risco de contaminação do solo e lençol freático;
Coletiva	<ul style="list-style-type: none"> • Maior eficiência no tratamento; • Menor risco de contaminação do solo e lençol freático; 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo de implantação;

Quanto ao uso da água, os sistemas individuais de esgotamento sanitário podem ser classificados em solução por via seca ou úmida, sendo a primeira utilizada para afastar as excretas em regiões desprovidas de abastecimento d'água.

A solução por via seca pode ser feita através de fossa seca, a qual se constitui de uma escavação feita no terreno, com ou sem revestimento, a

dependem da coesão do solo, de uma laje de tampa com um orifício que serve de piso, e de uma casinha para sua proteção e abrigo do usuário (Figura 2).

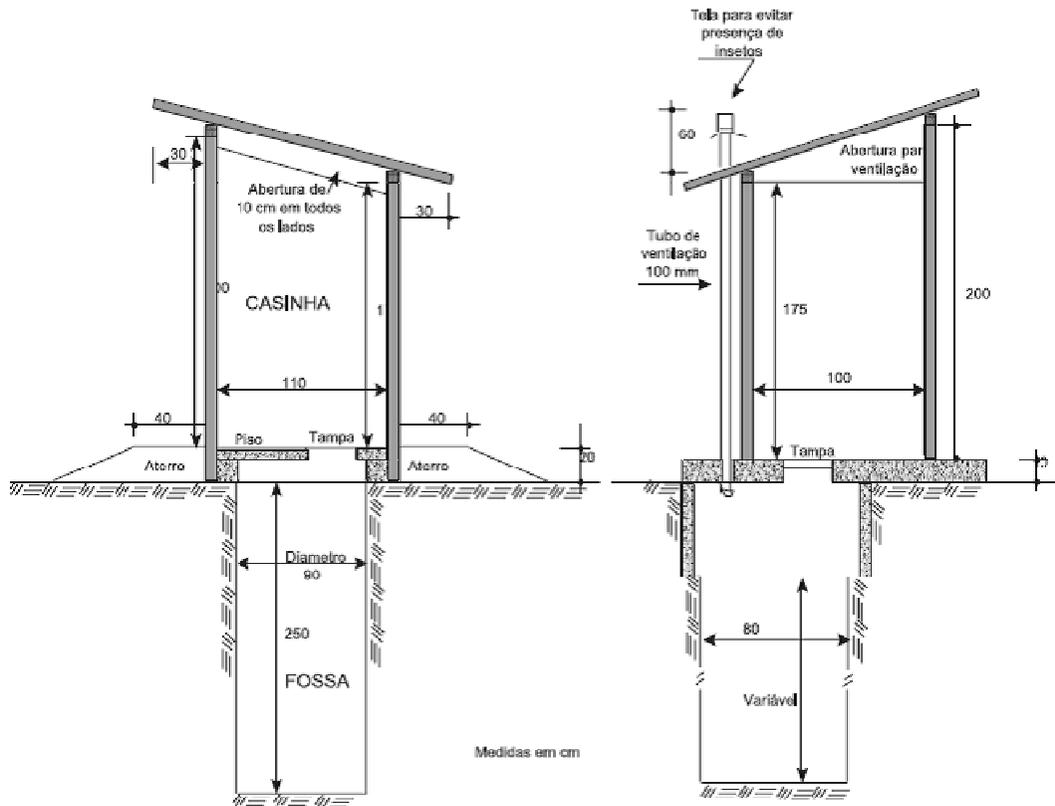


Figura 2: Fossa seca convencional e fossa seca ventilada (FUNASA, 2006).

Existem algumas variações desta solução, como por exemplo, a instalação na fossa de um tubo de ventilação com tela para evitar a presença de insetos, recebendo a nomenclatura de fossa ventilada. Em locais com lençol freático elevado, é indicada a execução das paredes do tanque em concreto ou alvenaria e totalmente impermeabilizado, chamando-se então de fossa estanque. Chama-se de fossa seca de fermentação quando são construídas duas câmaras independentes, tendo seu uso alternado, ou seja, enquanto uma está sendo utilizada, a outra realiza a fermentação dos dejetos acumulados (FUNASA, 2006).

A solução por via hídrica mais utilizada é o tanque séptico. Constitui-se em um tanque que recebem as águas residuárias, digere parcialmente a matéria orgânica, estoca sólidos enquanto o líquido clarificado é encaminhado para outro tratamento e/ou posterior disposição. Os sólidos sedimentáveis vão

para o fundo do tanque, onde sofrem digestão anaeróbia e se acumulam (AISSE, 2000).

2.3.1. Tanque Séptico

O tanque séptico é uma unidade de tratamento individual onde o tratamento primário (sedimentação de sólidos) é acompanhado da digestão anaeróbia do lodo sedimentado (VAN HAANDEL *et al.*, 2006). Pode ser construído tanto como uma unidade ou dividido em duas partes: uma câmara superior de sedimentação e uma inferior de digestão. Esta segunda configuração é chamada de Tanque de Imhoff (Figura 3) devido ao seu inventor.

A vantagem de separar as duas câmaras é que as bolhas do biogás geradas não conseguem impedir a precipitação dos sólidos. Devido a isso, o tempo de detenção hidráulica nas unidades de câmara única (12 a 24 h) é maior que no tanque de Imhoff (2 horas na seção de sedimentação).

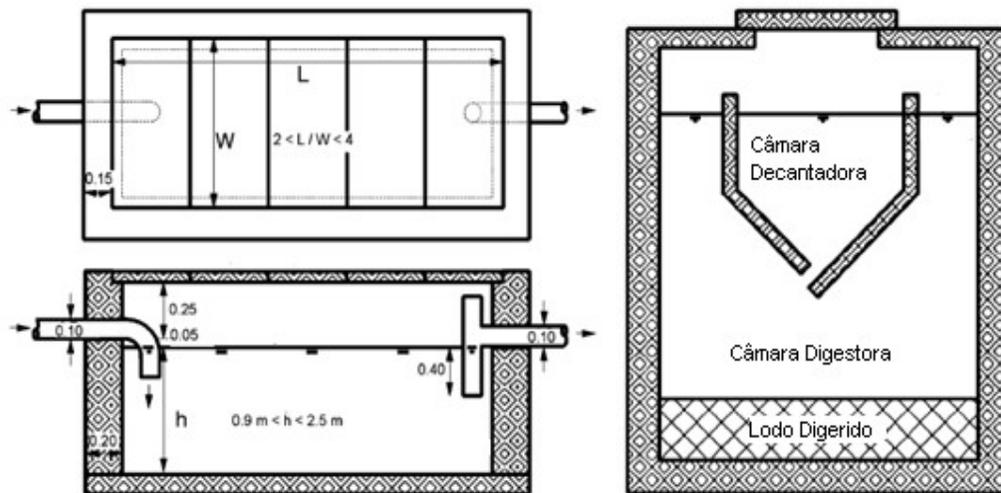


Figura 3: Desenho esquemático do Tanque séptico com câmara única, à esquerda; e o de duas câmaras (Tanque de Imhoff), à direita (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

A NBR 7229 (ABNT, 1993) preconiza que os tanque sépticos devem ser dimensionados pela seguinte fórmula:

$$V = 1000 + N (C.T + K.Lf)$$

Onde:

V: Volume útil, em litros;

N: Número de pessoas ou unidades de contribuição;

C: Contribuição de despejos, em litro/pessoa x dia ou em litro/unidade x dia;

K: Taxa de acumulação de lodo digerido em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco;

Lf: Contribuição de lodo fresco, em litro/pessoa x dia ou litro/unidade x dia.

Com o tempo a massa de lodo digerido vai aumentando, diminuindo o volume útil do tanque e, conseqüentemente, a eficiência do mesmo. Juntamente com a baixa eficiência, a necessidade de remoção periódica do lodo é a principal desvantagem dos tanques sépticos.

O tanque séptico é uma das alternativas mais simples para pequenas áreas desprovidas de redes coletoras de esgotos. Entretanto, devido à baixa eficiência na remoção da DBO_5 (entre 30% e 55%), nutrientes e microrganismos patogênicos, são necessários tratamentos complementares (CHERNICHARO, 2007).

Com o intuito de atender às necessidades de saneamento básico efetivo nas áreas não abrangidas por sistema de rede coletora e tratamento de esgotos de porte, a NBR 13.969 (ABNT, 1997) sugere algumas soluções coerentes com a realidade destas localidades. Segundo esta norma, o tratamento dos efluentes líquidos oriundos dos tanques sépticos pode ser feito pelos seguintes dispositivos: filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, lodo ativado por batelada, vala de filtração, filtro de areia e desinfecção. Dentre estas opções, a de mais simples operação é o filtro anaeróbio, sendo ainda de baixo custo de construção.

2.4. Filtro Anaeróbio

Até recentemente, a utilização dos processos anaeróbios, para o tratamento de efluentes líquidos era considerada antieconômica e problemática (CHERNICHARO, 2007). A reduzida taxa de crescimento da biomassa faz com

que o controle do processo seja delicado, uma vez que a recuperação do sistema é bastante lenta, quando a biomassa anaeróbia é exposta a condições ambientais adversas.

Entretanto, após o desenvolvimento de sistemas de “alta taxa”, foi possível o projeto de reatores compactos, com volumes bastante inferiores aos digestores anaeróbios convencionais. Estes dispositivos possuem a capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica (CHERNICHARO, 2007).

2.4.1. Histórico

Quando o primeiro sistema de tratamento anaeróbio foi desenvolvido, no final do século XIX, o projeto não era adequado para obter boa performance, possivelmente devido à concepção errada de que os sólidos sedimentáveis eram os componentes mais importantes do esgoto a serem removidos. Na verdade, esta fração corresponde a aproximadamente apenas à terça parte da carga orgânica presente no esgoto doméstico, onde os outros dois terços estão presentes na forma coloidal ou como matéria dissolvida. O resultado é que a eficiência na remoção da matéria orgânica era baixa, na ordem de 30 a 40 % (McCarty, 1982, apud VAN HAANDEL *et al.* 2006).

Após o desenvolvimento dos primeiros sistemas aeróbios na década de 1910 a 1920, outro conceito errado era de que a baixa eficiência dos sistemas anaeróbios seria atribuível à baixa capacidade metabólica das bactérias anaeróbias e, portanto seriam necessários longos tempos de retenção.

O alto potencial dos sistemas anaeróbios foi mostrado por Young e McCarty em 1969, que operaram com sucesso um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, tratando o efluente de uma destilaria de rum. Foram feitas duas melhorias muito importantes: i) o efluente introduzido por baixo, seguindo um caminho ascendente, garantindo um contato intenso entre a massa bacteriana e a matéria orgânica que entra e; ii) o aumento da massa de lodo ativa pela introdução de um dispositivo de retenção de lodo: um leito de pedras no reator,

sobre as quais a massa bacteriana poderia se aderir e crescer (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

Segundo Van Haandel *et al.* (2006), o filtro anaeróbio ainda é muito aplicado no tratamento de esgoto e considerado um precursor dos novos sistemas modernos de alta taxa. Além disso, o autor afirma que a base do tratamento anaeróbio de alta eficiência foi estabelecida pela provisão de dois requisitos essenciais: intenso contato e longa retenção de massa bacteriana.

Na última metade do século passado, as restrições econômicas, devido ao forte crescimento do preço da energia e a conscientização da sustentabilidade ambiental, estimularam o desenvolvimento de processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias (FORESTI *et al.*, 2006). Inquestionavelmente o maior incremento para o sucesso da digestão anaeróbia foi o projeto de novos conceitos de reatores (em comparação com as unidades aeradas) que permitiram a retenção de uma biomassa mais concentrada. O Quadro 2 ilustra várias configurações de reatores anaeróbios que foram desenvolvidas para o tratamento de efluentes industriais entre os anos de 1950 e 1980.

Devido aos baixos custos operacionais, os processos anaeróbios têm crescido rapidamente nos países em desenvolvimento, como é o caso da China. Neste país, foi observado um crescimento na quantidade de literatura publicada sobre o assunto de 118 em 1998 para 414 em 2008, com um crescimento médio anual de 13,37%. Este crescimento ocorreu de forma exponencial, demonstrando que as pesquisas nessa área têm crescido rapidamente (MIN *et al.*, 2010).

Chernicharo (2007) divide os sistemas de tratamento anaeróbio em dois grupos: sistemas convencionais e os de alta taxa. Também subdivide os sistemas de alta taxa de acordo com a forma de crescimento da biomassa em: crescimento aderido e crescimento disperso. A Figura 4 ilustra esta classificação.

O autor chama de sistemas convencionais os reatores que são operados com baixas cargas orgânicas volumétricas, uma vez que os mesmos não

dispõem de mecanismos de retenção de grandes quantidades de biomassa de elevada atividade.

Quadro 2: Configurações de reatores anaeróbios desenvolvidas entre 1950 e 1980 (adaptado de FORESTI, 2006).

Processo	Pesquisador(es) e ano	Configuração
Clarificador anaeróbio	-	Acopla uma zona de sedimentação na zona superior do reator
Filtro anaeróbio	Young e McCarty 1969	Reator de fluxo ascendente com um leito fixo para adesão do biofilme anaeróbio
Processo de contato anaeróbio	Anderson e Donnelly 1977; Seyfried <i>et al.</i> 1984	Incorpora um sedimentador separado para reter e retornar a biomassa para o reator anaeróbio
Reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado	Switzenbaun e Jewell 1980	Reator de fluxo ascendente com um leito expandido/fluidificado para adesão do biofilme anaeróbio
Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)	Lettinga <i>et al.</i> 1980	Reator de fluxo ascendente com um dispositivo interno separador das fases sólida, líquida e gasosa (SLG) para manter os biosólidos dentro da zona de reação.
Reator anaeróbio biológico rotativo	Blanc <i>et al.</i> 1983; Tait e Friedman 1980	Contém biodiscos rotativos em um tanque hermeticamente fechado
Reator anaeróbio de chicanas	Bachmann <i>et al.</i> 1985	Séries de câmaras de fluxo ascendente e descendente com defletores para a separação das fases SLG.

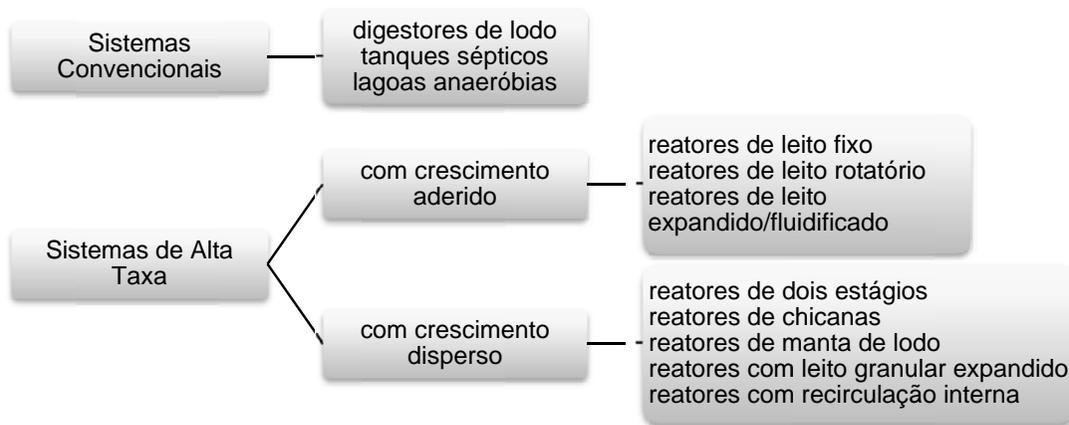


Figura 4: Principais sistemas de tratamento anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).

Conforme a classificação de Chernicharo (2007), o filtro anaeróbio se enquadra nos sistemas de alta taxa e de crescimento bacteriano de forma aderida. Essas propriedades, aliadas ao baixo custo de construção e operação, possibilitam a utilização deste dispositivo para tratar o efluente dos tanques sépticos em localidades não atendidas por rede coletora de esgoto.

2.4.2. Tipos de filtros anaeróbios

As configurações usuais de filtros anaeróbios apresentam fluxo ascendente ou descendente. Nos filtros de fluxo ascendente, o leito é necessariamente submerso (afogado) conforme ilustra a Figura 5. Os de fluxo descendente podem trabalhar afogados ou não. Geralmente são cobertos, mas podem ser implantados sem cobertura, quando não houver preocupação com a eventual emanção de maus odores (CHERNICHARO, 2007).

Embora os filtros anaeróbios possam ser utilizados como unidade principal do tratamento dos esgotos, são mais adequados para pós tratamento (polimento), conferindo elevada segurança operacional e maior estabilidade da qualidade do efluente (CHERNICHARO, 2007).

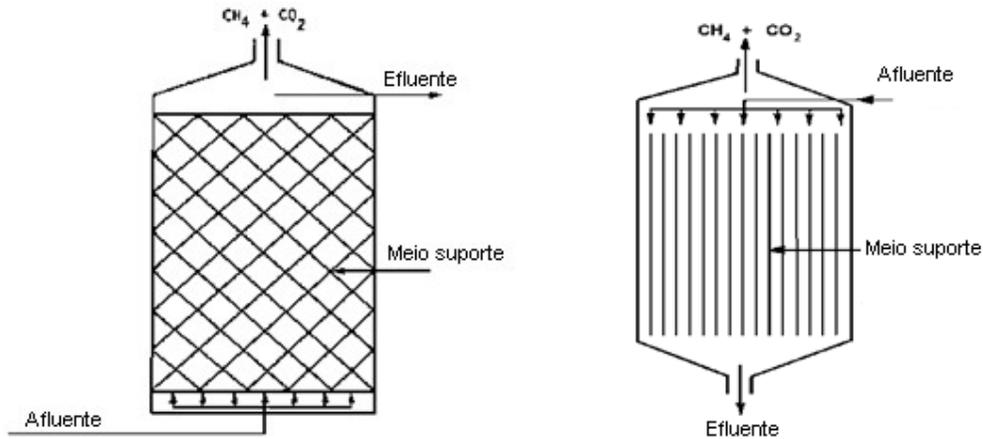


Figura 5: Filtros anaeróbios de fluxo ascendente (à esquerda) e descendente (à direita).

No Brasil, os filtros biológicos têm sido usados frequentemente como uma unidade seguinte aos tanques sépticos para o tratamento da fração solúvel do esgoto doméstico (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

A NBR 13.969 (ABNT, 1997), que normatiza o projeto de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos dos tanques sépticos, fornece diretrizes apenas para execução de filtros submersos de fluxo ascendente. Segundo a mesma, para distribuição do efluente no meio suporte, os filtros anaeróbios podem possuir fundo falso perfurado (Figura 6) ou, caso a execução apresente dificuldades, o esgoto pode ser distribuído por tubos perfurados.

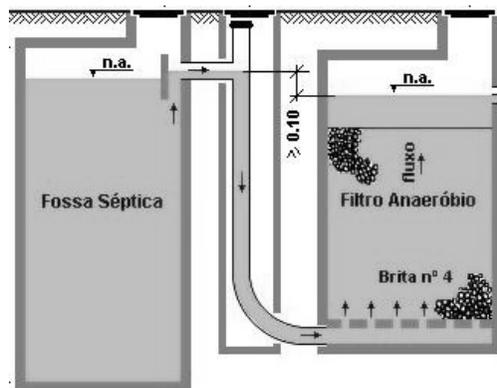


Figura 6: Detalhe esquemático de Tanque séptico seguido de Filtro anaeróbio de fluxo ascendente com fundo falso perfurado.

As principais limitações dos filtros anaeróbios decorrem do risco de obstrução da camada de suporte (colmatação) e do volume relativamente grande. Maiores riscos de obstrução e maiores volumes de filtro estão associados à utilização de materiais suportes com baixo índice de vazios, a exemplo de pedras (CHERNICHARO, 2007).

2.4.3. Biomassa aderida

Em muitos processos de tratamento as células se agregam em flocos ou em biofilmes. Alguns destes processos realizam-se através de processos de crescimento aderido ou suspenso. Os processos de crescimento biológico aderido, ou de biofilme fixo, são aqueles nos quais os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou outros constituintes estão aderidos em superfícies sólidas inertes (GAVRILESCU e MACOVEANU, 2000). Segundo os autores, um biofilme é uma estrutura biológica altamente hidratada aderida a um suporte, composta por microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares produzidas por eles, assim como partículas abióticas capturadas do meio líquido e incorporadas ao biofilme. Pode-se ver no Quadro 3 vários fatores que influenciam a adsorção das bactérias a uma superfície sólida.

No filtro anaeróbio, o crescimento bacteriano ocorre de forma aderida ao meio suporte. As vantagens do crescimento aderido é que eles permitem que a biomassa fique retida por taxas de fluxo maiores do que o fluxo de lavagem, possibilitando que a população microbiana realize processos complementares. Além disso, Gavrilesu e Macoveanu (2000) destacam ainda que a rápida transferência de substrato entre a água residuária e os organismos vivos conduz a uma taxa de tratamento aumentada, e que a barreira difusora confere à biomassa menor susceptibilidade a danos irreversíveis devido a cargas de choque e tóxicas.

Os autores citam que os organismos possuem a habilidade natural de crescerem em superfícies diferentes, como por exemplo:

- Pedras, escória de fundição;
- Areia, carvão ativado, diatomitos;
- Metais;

- Folhas de plástico, espuma.

Quadro 3: Fatores que afetam a adsorção das células nas superfícies sólidas (adaptado de GAVRILESCU E MACOVEANU, 2000).

Propriedades	
Superfície sólida	<ul style="list-style-type: none"> • Carga (positiva ou negativa); • Rugosidade; • Capacidade de absorver água;
Superfície celular	<ul style="list-style-type: none"> • Hidrofobicidade ou hidrofiliabilidade; • Carga (geralmente negativa);
Capacidade de adesão celular	<ul style="list-style-type: none"> • Processo de difusão em fluxo laminar combinado com o movimento Browniano e aleatório; • Adsorção física (força de Van der Waals, pontes de hidrogênio, protonação); • Adsorção química;
Destacamento das células	<ul style="list-style-type: none"> • Forças de cisalhamento causadas pelo fluxo do líquido; • Diminuída pela rugosidade da superfície; • Dependente do estado fisiológico das células;
Hidrodinâmica do sistema	<ul style="list-style-type: none"> • Velocidade do líquido no biofilme; • Vazão;
Condições operacionais do reator	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilidade do reator; • Remoção de substrato;

Segundo Cohen (2000), a biofiltração se diferencia dos demais tratamentos biológicos pelo fato de haver uma separação entre os microrganismos e o resíduo tratado. Uma das vantagens também é a grande resistência à toxicidade usualmente vista nos biofilmes aderidos comparados aos microrganismos suspensos. Ainda segundo o autor, a seleção do material de suporte dos biofiltros vai depender de muitos fatores incluindo a resistência à degradação microbiana, resistência mecânica, tipo de fluido, características superficiais e o custo do material.

2.4.4. Meio suporte

A finalidade do material suporte dos filtros anaeróbios é a de reter sólidos no interior do reator, seja através do biofilme formado na superfície do material suporte, seja através da retenção de sólidos nos interstícios do meio ou abaixo deste (CHERNICHARO, 2007). No Quadro 4 têm-se as principais finalidades do meio suporte e os requisitos necessários para atendê-las.

Quadro 4: Principais finalidades do meio suporte e requisitos necessários (adaptado de CHERNICHARO, 2007).

Finalidades	Requisitos
Atuar como um dispositivo para separar os sólidos dos gases;	Estruturalmente resistente; Biológica e quimicamente inerte;
Ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator;	Porosidade elevada;
Melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator;	Grande área específica.
Permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o conseqüente aumento do tempo de retenção celular;	Acelerar a colonização dos microrganismos; Grande área específica.
Atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento.	Formato não achatado ou liso; Porosidade elevada.

Além dos requisitos apresentados no Quadro 4, é necessário também que o material suporte seja suficientemente leve para não demandar estruturas pesadas e caras, e também deve ter preço reduzido a fim de viabilizar economicamente o processo.

Segundo a NBR 13969 (ABNT, 1997), o material suporte para o filtro anaeróbio deve ser brita, peças de plástico (em anéis ou estruturados) ou outros materiais resistentes ao meio agressivo. No caso de brita, a norma

recomenda utilizar a n.º 4 ou n.º 5, correspondente ao diâmetro de 25 a 50 mm e 37,5 a 75 mm, respectivamente, segundo a NBR 7211 (ABNT, 2005).

Vários materiais têm sido utilizados como meio suporte em reatores biológicos, incluindo: quartzo, blocos cerâmicos, concha de ostras e de mexilhões, calcário, anéis plásticos, cilindros vazados, blocos modulares de PVC, granito, esferas de polietileno, bambu, etc. (CHERNICHARO, 2007).

Estudos recentes mostraram que é viável a utilização de materiais alternativos como anéis de bambu, seixo, tijolos e aparas de eletrodutos plásticos (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

2.4.4.1. Desempenho de diferentes meios suporte

A importância da escolha adequada do material suporte ficou registrada em pesquisa realizada por Picanço *et al.* (2001), na qual foi avaliada a atividade microbológica de biofilmes formados em meios suporte de filtros anaeróbios. Por meio de um sistema que permitia a retirada integral dos biofilmes formados em quatro suportes inertes diferentes: espuma de poliuretano, PVC, tijolo refratário e cerâmica porosa. Durante um período de operação de 149 dias, com carga volumétrica média de 1,06 kg DQO/m³.dia e eficiência média na remoção de DQO de 68,3%, observou-se que os suportes porosos (espuma e cerâmica porosa) retiveram maior quantidade de biomassa que os não porosos (PVC e tijolo refratário).

A porosidade tem importante papel na retenção da biomassa e conseqüentemente a superfície específica, uma vez que os suportes porosos apresentam maior quantidade de sólidos voláteis imobilizados. Além disso, exames microbiológicos revelaram que em suportes cerâmicos há uma predominância de arqueas metanogênicas semelhantes à *methanosaeta* e *metanosarcina* nos suportes poliméricos (PICANÇO, 2000).

Em pesquisa cujo objetivo foi comparar a eficiência de diferentes meios suporte de filtros anaeróbios foi investigada a utilização de meio randômico plástico, brita n.º 4 e cubos de espuma num sistema de tratamento composto por tanque séptico e filtro anaeróbio tratando esgoto doméstico (JORDÃO *et al.*, 2002). A eficiência na remoção de DBO₅ do conjunto, tanque séptico e filtro

anaeróbio, foi de $68,2 \pm 11,6\%$, $67,4 \pm 13,6\%$ e $62,4 \pm 13,5\%$ e a remoção de sólidos suspensos totais foi de $90,3 \pm 6,1\%$, $93,3 \pm 4,4\%$ e $90,3 \pm 7,1\%$ para o meio plástico, brita e cubos de espuma respectivamente. O autor observou que, apesar de ligeira melhora na remoção de sólidos do filtro de brita e do pouco aumento na remoção de DBO_5 do meio plástico, não há diferenças significativas entre os resultados obtidos com os três meios suportes diferentes e destaca os excelentes resultados em relação a remoção de sólidos. É importante destacar que neste sistema o tanque séptico já demonstrou eficiência elevada, cabendo ao filtro anaeróbio um polimento do efluente, fato este já esperado.

Outro resultado importante ao qual chegou o autor é que se pode perceber que a eficiência aumenta no sentido crescente das alturas, porém de forma negligenciável, não se justificando profundidades maiores que a recomendada na norma, a qual é de 1,20 m incluindo a altura do fundo falso (0,60 m). Ávila (2005) concluiu que a utilização de filtros com altura útil a partir de 69 cm é viável e capaz de apresentar desempenho satisfatório semelhante ao dos filtros com altura de 1,2 m.

Os resultados obtidos por Jordão *et al.* (2002) poderiam levar à conclusão equivocada de que o formato e outras características do meio suporte não afetam a eficiência dos filtros anaeróbios. Porém é importante destacar que o autor realizou a pesquisa num período relativamente curto (seis meses) e não utilizou materiais de formatos similares para se chegar a esta conclusão. Portanto é necessário que sejam efetuadas mais pesquisas a fim de determinar se meios suportes diferentes apresentam eficiências variáveis.

Em pesquisa realizada por Show e Tay (1999) foi avaliado o efeito da porosidade do meio e a textura superficial no desempenho do filtro anaeróbio. Foi feita a comparação entre três materiais com mesmo formato, porém com diferentes tipos de superfície e de porosidade. Foi identificado que os materiais porosos e com maior superfície específica, eram mais eficientes que os de superfície lisa e de área superficial menor quando submetidos a elevadas cargas orgânicas. Outra conclusão que vale a pena destacar é que o filtro com material de textura superficial porosa possuía um biofilme muito mais espesso

e viscoso que os outros, demonstrando a maior adesão da biomassa, que é interessante para maior eficiência do processo. Além disso, com relação à remoção dos sólidos suspensos, o material mais poroso e com poros maiores mostrou-se mais eficiente. O biofilme nos outros filtros era relativamente frágil e facilmente escorregava do material, provavelmente devido à sua superfície lisa. Isto não é interessante para os filtros anaeróbios, pois ocasionaria possível perda de biomassa e um baixo desempenho do sistema.

Ainda segundo Show e Tay (1999) pode-se concluir que em altas cargas orgânicas ($16 \text{ g DQO.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$) a textura superficial e a porosidade possuem impacto significativo no desempenho do filtro anaeróbio. Os autores ainda concluíram que, apesar de todos os filtros apresentarem uma redução de 43 a 57% no volume efetivo devido à colmatação ocasionada pelas altas taxas de DQO, o reator com meio mais poroso indicou menor alcance dos curtos circuitos, mantendo ainda uma remoção de sólidos satisfatória. Entretanto o meio com superfície mais lisa, apesar de manter um volume efetivo maior e pouca ocorrência de curto circuito, apresentou uma sensível baixa na eficiência de remoção. Isto indica, ao contrário do que se pensava anteriormente, que a falha dos filtros anaeróbios está mais associada à lavagem da biomassa do reator que ao empacotamento (entupimento ou colmatação) do meio suporte.

Segundo Escudié *et al.* (2011) a consequência do entupimento é a diminuição do volume ativo (ou volume líquido), limitando assim a capacidade de tratamento do processo. O autor cita como resultado que parte do volume do reator pode estar operando como uma “zona morta” ou “zona de água estagnada”, com o líquido seguindo através de caminhos preferenciais, diminuindo o tempo de residência de substratos no reator assim como o grau de contato entre os substratos que entram e as populações microbianas.

Conforme destacou Escudié *et al.* (2011), o uso de meios suporte com grande porosidade pode reduzir o alcance dos curtos circuitos, levando a um tratamento com melhor performance. Em outras palavras, o autor afirma que, para os leitos fixos anaeróbios, aumentar a superfície específica do meio suporte em detrimento de sua porosidade pode resultar em tratamentos com baixo desempenho.

Estas afirmações estão em acordo com outro trabalho que analisou a influência de meios suportes (cubos de esponja, fibra de coco e talão de polipropileno), com características físicas (forma, área específica, massa específica, rugosidade da superfície) diferentes, onde chegou-se a conclusão que o material de maior superfície específica (cubos de esponja) apresentou a maior remoção de carbono orgânico total (LEE *et al.*, 2007). Além disso, o meio composto por cubos de esponja, com maior quantidade de poros e superfície específica, precisou de menos tempo de partida do reator comparado a outros materiais de menor área superficial.

2.4.4.2. Bambu

Em pesquisa cujo objetivo foi verificar a eficiência do bambu como meio suporte em filtros anaeróbios tratando o efluente de reator UASB, foi observado que a DQO no afluente variava de 206 a 294 mg/l e no efluente de 126 a 234 mg/l, apresentando uma remoção média de DQO de 25%. A remoção de sólidos totais foi na ordem de 22%, enquanto a remoção dos sólidos sedimentáveis foi de 92%, apresentando um efluente bastante clarificado (NAVAL *et al.*, 2002).

Os dados apresentados por Naval *et al.* (2002) confirmam o que muitos autores afirmam com relação aos filtros anaeróbios, que é o fato de serem excelentes na remoção de sólidos enquanto conseguem apenas uma pequena remoção de DQO. Isto explica o porquê do efluente ser bastante clarificado. Os autores observam também que o processo manteve-se entre o pH de 6,3 e 7,8, ficando dentro da faixa considerada ótima para ocorrer metanogênese, em vez da fermentação ácida, que diminuiria a eficiência do processo. A alcalinidade também apresentou teores suficientes para manter o tamponamento do sistema carbônico. Não houve remoção de nutrientes, o que já é esperado nos filtros anaeróbios. Diante dos resultados obtidos por Naval *et al.* (2002) foi possível concluir que o bambu é uma opção bastante atraente, pois, aliada a eficiência, é um material leve e de baixo custo.

Mais recentemente, este material foi empregado no tratamento de esgoto bruto com tempos de detenção hidráulica inferiores a 12 horas, pois o objetivo era também a redução de custo com sua utilização em pequenas

localidades desprovidas de rede de coleta de esgotos (TONETTI *et al.*, 2011). Os autores procuraram determinar o período de partida de um filtro anaeróbio com recheio de anéis de bambu, uma vez que o seu uso em escala real, sem o emprego de inóculo, demanda esta avaliação.

A análise do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) demonstrou que o período necessário para o sistema se estabilizar, ou seja, para obtenção de um efluente com características essencialmente constantes, foi de aproximadamente 4,4 meses. O autor concluiu que o não uso de inóculo não ocasionou um aumento significativo no tempo de partida.

O período de partida dos processos anaeróbios tem sido relatado como variando de dois a nove meses, em contraste com os sistemas aeróbios que podem ter sua partida muito mais rápida (LAUERS *et al.*, 1990 apud ESCUDIÉ, 2011).

O estudo de Tonetti *et al.* (2011) mostrou também que, após a fase operacional, a média percentual de remoção de DQO bruta estabilizou após 21 semanas, e o valor para este novo equilíbrio foi de $76 \pm 12\%$. O autor observou que os resultados foram compatíveis com a literatura pertinente, com a vantagem de estar usando um material disponível e de baixo custo. Porém, vale destacar que o uso deste material em larga escala não é tão simples, pois demandaria grandes áreas de plantio.

A pesquisa indicou uma remoção de DBO_5 de $75 \pm 15\%$, considerando os dados gerados após a partida do reator. É importante destacar que os dados foram obtidos com um tempo de detenção hidráulica de apenas 9 horas, mostrando que se pode trabalhar com volumes de filtro menores ao prescrito pela NBR 13969.

2.4.4.3. Bucha Vegetal

A bucha vegetal (*Luffa cylindrica*), uma planta trepadeira que produz um fruto com um sistema vascular fibroso, conforme Figuras 7 e 8, tem sido largamente pesquisada ao redor do mundo em diversas áreas tais como: agricultura, medicina, química, biotecnologia e engenharia inclusive. Também comumente chamada de esponja cabaça, lufa, esponja vegetal, esponja de

banho e cabaça pano de prato é derivada do pepino e originária da América (OBOH E ALUYOR, 2009).



Figura 7: Bucha vegetal com a casca e sem a mesma.



Figura 8: Corte transversal num exemplar de bucha vegetal.

Muitas pesquisas têm sido realizadas em vários países para investigar o desempenho da *Luffa cylindrica* como meio de crescimento bacteriano tendo

como finalidade o tratamento de esgotos. O Quadro 5 descreve os trabalhos mais recentes na área.

Quadro 5: Trabalho recentes relacionados com o tratamento de efluentes utilizando a bucha vegetal como meio suporte.

Fonte	País	Tipo de tratamento
Xueran e Xia (2011)	China	-
Ruiz-Marín <i>et al.</i> (2009)	Mexico	Biofiltro aeróbio
Agra (2009)	Brasil	Reator aeróbio de biomassa aderida
Sousa (2008)	Brasil	Bioreator aeróbio submerso
Nabizadeh <i>et al.</i> (2008)	Irã	Reator aeróbio submerso de biofilme fixo
Nabizadeh <i>et al.</i> (2007)	Irã	Reator aeróbio submerso de biofilme fixo
Yang <i>et al.</i> (2003)	Japão	Reator metanogênico de leito fluidificado

Os trabalhos de Xueran e Xia (2011) e de Nabizadeh *et al.* (2007) foram escritos nos idiomas chinês e árabe respectivamente. No entanto, como seus resumos estão disponíveis em inglês, verificou-se que o primeiro concluiu que a bucha vegetal possui eficiência alta e estável no tratamento do efluente, e também que os microrganismos se instalaram facilmente. O segundo autor demonstrou sua preocupação com a biodegradabilidade do material, pois o revestiu com material para proteger contra a biodegradação e concluiu que o meio pode ser usado em reatores aeróbios submersos de biofilme fixo sob baixas taxas de carga orgânica e condições de tempo limitadas. Porém, também concluiu que o meio com a esponja vegetal foi capaz de suportar choques de carga orgânica.

Em outro trabalho, também usando um reator aeróbio de biofilme fixo submerso, o preparo do material consistiu no corte das duas extremidades para retirada das sementes. Além disso, resinas e outras impurezas foram removidas das esponjas pela lavagem com água e detergente e secagem por

30 minutos. Então, os cilindros de bucha foram cortados longitudinalmente para facilitar o fluxo. Foram feitos três cortes longitudinais em cada esponja. Assim como no trabalho anterior, foi feito o revestimento com material para evitar o apodrecimento (NABIZADEH *et al.*, 2008).

A preocupação do autor em proteger o material contra a decomposição é necessária, pois o reator é aeróbio e a bucha, ela própria é composta de matéria orgânica. Outra preocupação notória do autor é com o entupimento do meio suporte, razão por que é feito um arranjo do material a fim de evitar este problema. Apesar de todas essas precauções, para cargas orgânicas maiores que $2,4 \text{ g DQO.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$, a eficiência de remoção de DQO e nitrogênio do reator começou a cair significativamente até praticamente zero, devido a formação de curtos circuitos.

A formação de lodo em sistemas de tratamento aeróbio é muito grande e para um material vascularizado como a bucha, este acúmulo causará inevitavelmente entupimento do meio suporte e conseqüentemente a falha do sistema. Além disso, a necessidade de proteção do material contra a decomposição torna a alternativa muito dispendiosa, sendo talvez mais barata a escolha de outro material mais resistente ou a renovação do material quando necessária.

Segundo Agra (2009), que operou um sistema aeróbio similar ao de Nabizadeh (2008), por ser um material biodegradável, a bucha apresentou um período útil relativamente curto (4 meses), tendo que ser trocada periodicamente para sua utilização efetiva. Entretanto, foi observado pela autora que o material obteve um excelente desempenho como suporte, comprovando uma elevada nitrificação e remoção de sólidos, atribuível a estrutura entrelaçada e porosa que facilita a aderência dos microrganismos.

A pesquisa de Agra (2009) relatou que, durante a fase inicial que durou quatro meses, houve necessidade de fazer lavagem do meio suporte devido à grande quantidade de biomassa agregada no material e que veio a ocasionar perda de rendimento. Para estimativa da biomassa aderida, a autora realizou a extração com auxílio de água destilada. Na figura 9 é possível verificar este crescimento. Na fase seguinte, que durou aproximadamente dois meses, foi

necessária a substituição do meio devido à degradação do mesmo. Talvez, se tivesse sido executado o pré tratamento da bucha com laca, a decomposição pudesse ser retardada.

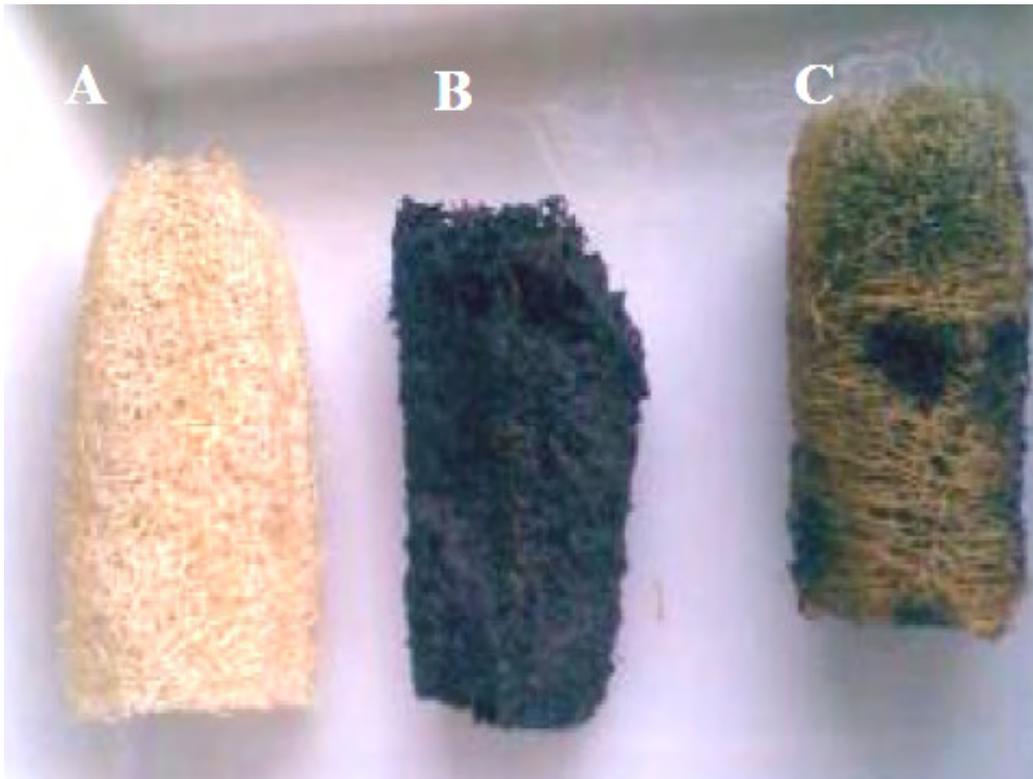


Figura 9: Bucha vegetal *in natura* (A), com lodo (B) e após lavagem (C) (AGRA, 2009).

Em um trabalho semelhante ao de Agra, a bucha foi utilizada como meio de crescimento bacteriano aderido em um reator em batelada seqüencial (RBS) aeróbio com o fim de tratar o efluente de um reator UASB que recebia esgoto doméstico (SOUSA *et al.*, 2008). Neste caso não foi citado problema de entupimento ou curto circuito. Talvez pelo fato de que a pesquisa foi realizada em tempo não suficiente para a ocorrência deste problema (18 semanas) ou em razão do reator UASB ser um sistema com grande capacidade de remoção de matéria orgânica produzindo pouca quantidade de lodo.

A conclusão de Sousa *et al.* (2008) foi que a *Luffa cylindrica* apresentou uma ótima performance como material suporte, apresentando uma eficiência de nitrificação variando de 82% a 95%. Entretanto, para que seja confirmada

esta eficiência seria necessário estender o período da análise e verificar quanto tempo leva até a colmatação do meio suporte ou se isto não ocorre.

Ruiz-Marín (2009) realizou a comparação de eficiência entre um reator aeróbio de leito fixo utilizando a bucha como meio suporte de crescimento bacteriano para tratar um efluente artificial e outro utilizando material à base de PVC, uma vez que ambos são materiais leves e capazes de reduzir o custo de construção e operação das instalações de tratamento. Os resultados mostraram que a luffa proporcionou uma remoção de DBO₅ maior (92,5% contra 80% em média). Segundo o autor, isto se deve à maior estabilidade do biofilme aderido à este suporte, pois os materiais orgânicos possuem uma grande variedade de grupos reativos na sua superfície, os quais contém uma certa quantidade de nutrientes que ajudam as bactérias a crescerem e aumentarem a sua adsorção. Além disso, a bucha vegetal ocupou apenas 8% do volume do reator e possuía uma área específica de 850 m².m⁻³, aumentando respectivamente o tempo de detenção e hidráulica e a quantidade de biomassa aderida. Porém, apesar de concluir que o material possui um desempenho muito bom como meio suporte, o autor não leva em conta o fato da degradação da bucha ser um fator limitante ao seu uso em larga escala.

Todos os trabalhos citados utilizaram a *Luffa cylindrica* como meio suporte para o crescimento bacteriano em reatores aeróbios, porém em todos os casos a biodegradação do material é um fator que pode inviabilizar economicamente a sua utilização em larga escala. Além disso, a grande quantidade de lodo gerado no tratamento aeróbio contribui para a rápida colmatação do meio e a perda de eficiência do reator.

Entretanto, o emprego deste substrato em reatores anaeróbios pode evitar ambos os inconvenientes, pois a geração de lodo é muito menor, proporcionando maior tempo de operação antes que ocorra a perda de eficiência por entupimento, e também ocorre o aumento da durabilidade do material, pois a ausência de oxigênio diminui o crescimento de organismos decompositores, em relação aos processos aeróbios.

Em pesquisa realizada por Yang *et al.* (2004), foi comparada a atividade metanogênica de quatro materiais suporte em reator anaeróbio de leito

fluidificado tratando um efluente sintético, sendo eles: filtro de carbono, lã de rocha, esponja natural e espuma de poliuretano. Na Figura 10 estão apresentadas as características microscópicas dos materiais através de fotos obtidas mediante microscopia eletrônica de varredura (MEV), podendo-se observar que além de apresentar uma estrutura porosa a *Luffa cylindrica* apresenta uma superfície rugosa.

Os resultados indicaram que as características do material suporte têm uma influência significativa na produção de metano, inclusive sugerindo que a bucha vegetal e a de poliuretano seriam os meios mais adequados na digestão anaeróbia. Dentre os quatro substratos, a bucha obteve o maior rendimento na produção de metano.

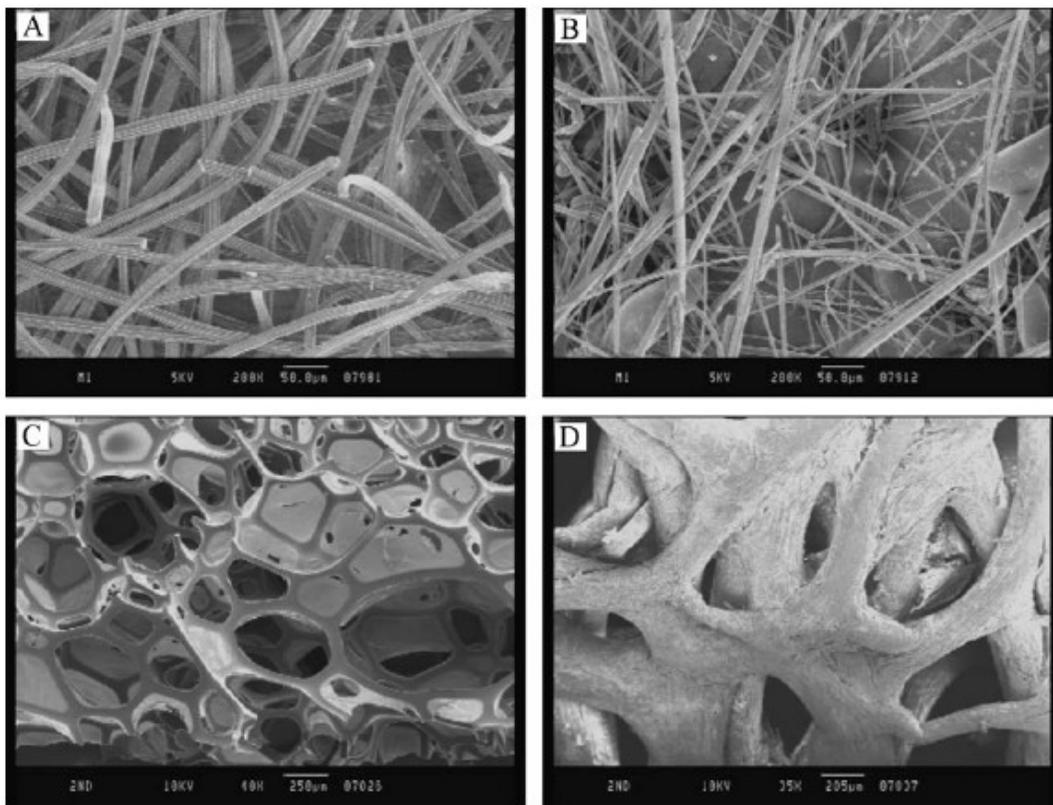


Figura 10: Fotos obtidas por MEV dos materiais suportes. (a) filtro de carbono, (b) lã de rocha, (c) espuma de poliuretano e (d) bucha vegetal (Yang, 2004).

Com base no resultado obtido por Yang (2004), espera-se que a *Luffa cylindrica* seja uma alternativa eficiente como material suporte em um filtro

anaeróbio, pois a elevada remoção de metano indica que a digestão anaeróbia ocorreu de forma eficiente.

2.5. Digestão Anaeróbia

Um dos processos mais importantes da conversão da matéria orgânica ocorre em ambientes anaeróbios por meio de processos metabólicos de fermentação e respiração. Segundo Chernicharo (2007), estima-se que a digestão anaeróbia, com formação de metano, seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra.

A produção de metano na natureza ocorre em diferentes ambientes tais como pântanos, solo, sedimentos de rios, desde que hajam condições ideais.

Além disso, dentre os diferentes processos de conversão de biomassa, a digestão anaeróbia é um dos meios mais econômicos de produzir biogás de vários substratos de biomassa (DEMIREL e SCHERER, 2008).

Entretanto, há uma falta de informação sistemática sobre a natureza e o papel do consórcio anaeróbio e a formação e crescimento dos biofilmes metanogênicos e bioagregados, que impacta no projeto e estabilidade operacional dos sistemas. Isso é causado parcialmente pela relação complexa entre as características do efluente, as condições do processo e a microbiologia (O'FLAHERTY, 2006). O autor ainda destaca que existem lacunas de conhecimento com relação à microbiologia dos digestores anaeróbios. Isto tem resultado numa falta de integração entre os processos fundamentais que ocorrem no nível de microrganismos (~ 1 μm) e os processos que ocorrem dentro dos bioreatores (> 1m).

2.5.1. Microbiologia da digestão anaeróbia

Sabe-se que a digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas seqüenciais (Figura 11) e que dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos (CHERNICHARO, 2007):

- a) Bactérias fermentativas (ou acidogênicas);

- b) Bactérias sintróficas (ou acetogênicas);
- c) Microrganismos metanogênicos.

Demirel e Scherer (2008), destacam que a digestão anaeróbia estável é realizada por quatro grupos metabólicos principais. Isto porque eles subdividem o último grupo em metanogênicas hidrogenotróficas e metanogênicas acetoclásticas.

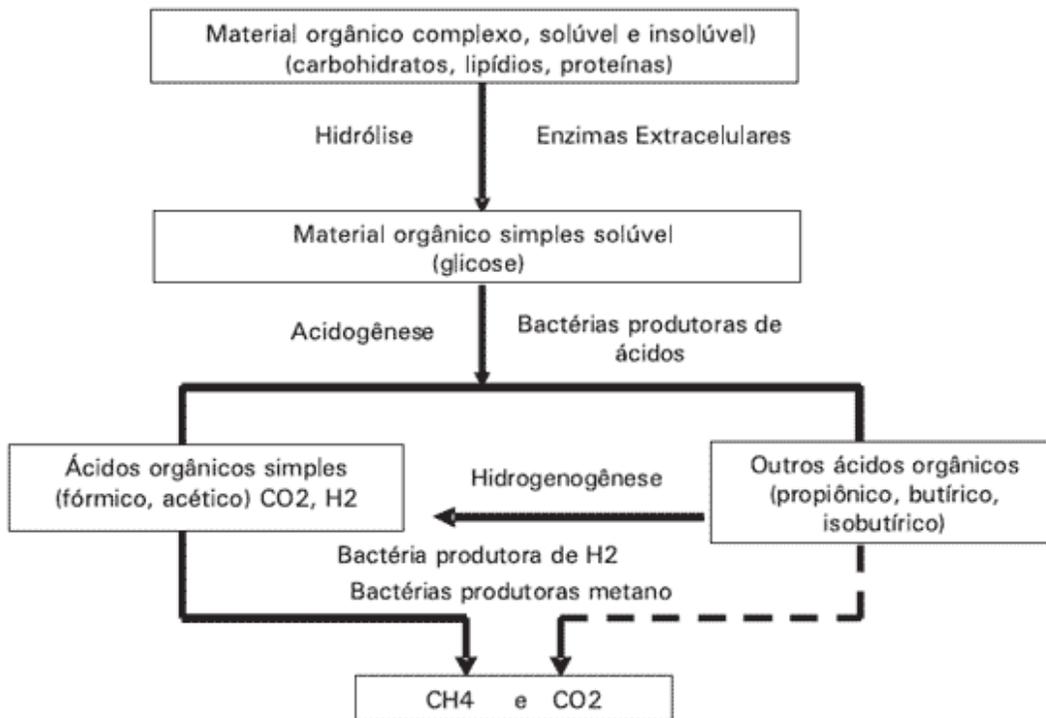


Figura 11: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.
(Fonte <http://www.biodieselbr.com/energia/biogas/biodigestor.htm>)

2.5.1.1. Hidrólise e acidogênese

Uma vez que os microrganismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste da hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2007).

Demirel e Scherer (2008) destacam que os biopolímeros particulados (carboidratos, proteínas e lipídios), primeiramente hidrolisados a monômeros

orgânicos, podem assim ser utilizados tanto como substratos por organismos fermentativos (aminoácidos, açúcares) ou por oxidantes anaeróbios (ácidos graxos).

A fermentação posterior destes produtos monoméricos resulta na geração de uma larga variedade de produtos finais incluindo acetato, formato, metanol, H_2 e CO_2 (O'FLAHERTY, 2006).

Conforme destaca Chernicharo (2007), os microrganismos fermentativos são os que mais se beneficiam energeticamente e, desta forma, a etapa acidogênica só será limitante do processo se o material a ser degradado não for facilmente hidrolisável.

2.5.1.2. Acetogênese

Os produtos da acidogênese são depois oxidados a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, mediado pelas bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio (O'FLAHERTY, 2006).

As reações acetogênicas só poderão ocorrer se a concentração de produtos (hidrogênio e acetato) for mantida em baixas concentrações, e isso é conseguido pela ação dos microrganismos consumidores de acetato e hidrogênio (CHERNICHARO, 2007).

Vale salientar que, em condições padrões, as reações acetogênicas são endogênicas. É somente quando a pressão parcial de hidrogênio está baixa que a reação se torna exogênica. Isto ocorre na presença das bactérias consumidoras de hidrogênio (O'FLAHERTY, 2006).

A grande importância dos organismos acetogênicos, no processo da digestão anaeróbia, decorre do fato de que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são canalizados para a produção de acetato. Em decorrência, a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato em metano, o que é feito pelos microrganismos metanogênicos acetoclásticos (CHERNICHARO, 2007).

2.5.1.3. Metanogênese

As comunidades microbianas anaeróbias podem ser classificadas em dois domínios, bactérias e *Archaea* (DEMIREL E SCHERER, 2008). Porém, a etapa final do processo global de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelos microrganismos metanogênicos atualmente classificados dentro do domínio *Archaea*, sendo este um grupo reconhecidamente distinto das bactérias típicas (CHERNICHARO, 2007).

Ecologicamente, as Arqueas metanogênicas desempenham um papel vital em ambientes anaeróbios por remover o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação. Com isso, é propiciado a redução da pressão parcial de hidrogênio no meio, tornando possíveis as reações efetivadas pelas bactérias acetogênicas.

Em função de sua fisiologia, as *Archaeas* metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano e gás carbônico a partir de acetato, e o segundo, que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. As primeiras são chamadas de Metanogênicas acetoclásticas, e as seguintes de Metanogênicas hidrogenotróficas.

As metanogênicas acetoclásticas pertencem a dois gêneros principais: *Metanosaeta* e *Methanosarcina*. A primeira caracteriza-se por utilizar exclusivamente o acetato e desenvolvem-se formando filamentos, tendo grande importância na formação do biofilme bacteriano. O gênero *Methanosarcina* se desenvolve formando cocos que se agrupam em pacotes. Estes são capazes de utilizar também o hidrogênio e compostos metilados, como as metilaminas e o metanol (CHERNICHARO, 2007). Ambas estão ilustradas na Figura 12.

As metanogênicas acetoclásticas são consideradas as mais importantes espécies metanogênicas, uma vez que 70% do total de metano gerado durante a digestão anaeróbia do esgoto doméstico é através deste caminho (O'FLAHERTY, 2006).

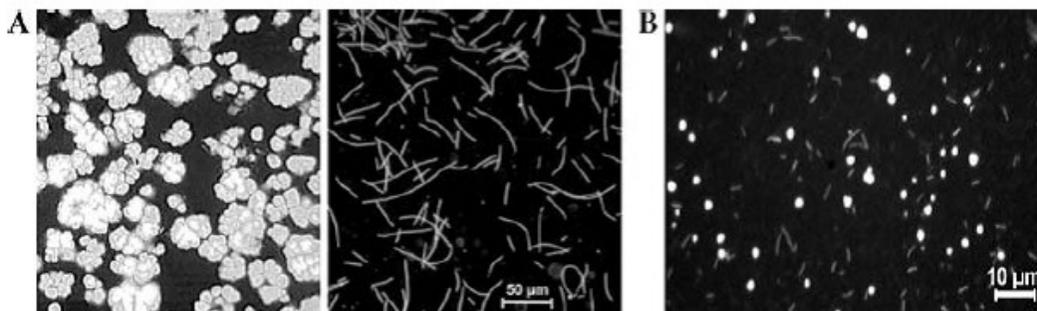


Figura 12: Morfologia das *Archaea* visto por microscopia fluorescente; a) *Methanosaeta* e *Methanosarcina* (6 a 150 µm) e b) hidrogenotróficas (2 a 6 µm) (DEMIREL e SCHERER, 2008);

2.5.1.4. Sulfetogênese

A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons, durante a oxidação de compostos orgânicos (CHERNICHARO, 2007).

Na presença de sulfato, sulfito ou tiosulfato, a bactéria redutora de sulfato (SRB) pode crescer heterotroficamente ou quimiolitotroficamente numa variedade de diferentes tipos de substratos e são membros importantes da microflora de um digestor anaeróbio típico (O'FLAHERTY, 2006).

Segundo Chernicharo (2007), dois grandes grupos metabólicos de bactérias redutoras de sulfato se destacam:

- O grupo de espécies que oxidam seus substratos de forma incompleta, até o acetato. Desta forma, este grupo microbiano, quando presente no reator anaeróbio, pode ser considerado acetoclástico não-fermentativo;
- O grupo que é capaz de oxidar completamente seus substratos orgânicos, incluindo acetato até gás carbônico.

Ainda segundo Chernicharo (2007), a capacidade de utilizar acetato e hidrogênio torna as bactérias redutoras de sulfato agentes competidores por substratos comuns aos das metanogênicas. Neste caso, o pH e a concentração de sulfato no meio é que vão definir qual o processo predominante na utilização do acetato e hidrogênio.

O odor, proveniente principalmente do sulfeto de hidrogênio (H_2S) produzido na redução anaeróbica do sulfato pelas bactérias sulforedutoras, é frequentemente atribuído como um problema dos sistemas anaeróbios. Entretanto, Segundo Mara (1997), em solução aquosa de sulfeto de hidrogênio estão presentes tanto o gás sulfeto de hidrogênio dissolvido (H_2S) como o íon dissulfeto (HS^-), com o íon sulfeto (S^{2-}) sendo formado apenas em condições elevadas de pH. A Figura 13, mostra como a distribuição de H_2S , HS^- e S^{2-} muda com o pH. A maior parte do sulfeto está presente na forma do íon dissulfeto, que não possui odor.

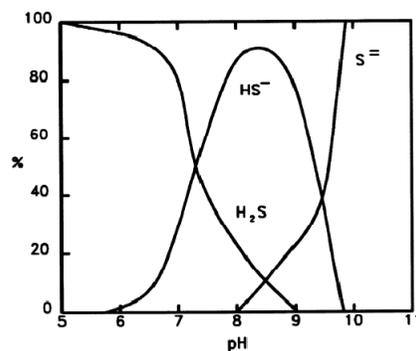


Figura 13: Efeito do pH no equilíbrio do ácido sulfídrico, íons sulfeto e dissulfeto (SAWYER et. al, 1994).

O uso de métodos de cultura independentes tem destacado recentemente o papel de muitos outros grupos de micróbios na digestão anaeróbia, mas o papel exato desses grupos permanece desconhecido (O'FLAHERTY, 2006). O autor conclui que métodos de análise mais detalhados do consórcio metanogênico terão implicações práticas diretas para a digestão anaeróbia do esgoto doméstico no futuro, por exemplo, informando operadores de reatores das condições ótimas de nutrientes, no efeito do impacto de temperaturas flutuantes, etc., necessários para operação ótima do reator.

2.6. Caracterização de esgotos domésticos

Von Sperling (2005) classifica as características dos esgotos domésticos em físicas, químicas e biológicas. O Quadro 6 ilustra a composição típica de alguns parâmetros do esgoto doméstico bruto.

Quadro 6: composição típica do esgoto doméstico bruto (adaptado de METCALF e EDDY, 2003).

Parâmetros	Unid.	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
Sólidos totais	mg/l	350	720	1200
Sólidos sedimentáveis	ml/l	5	10	20
DBO ₅	mg/l	110	220	400
DQO	mg/l	250	500	1000
Alcalinidade (CaCO ₃)	mg/l	50	100	200

De acordo com a norma NBR 13.969 (ABNT, 1977), em filtros anaeróbios submersos funcionando em conjunto com tanques sépticos não ocorre remoção significativa de nitrogênio e de coliformes fecais. A seguir descrevem-se alguns parâmetros analíticos importantes na operação de filtros anaeróbios.

2.6.1. pH e Temperatura

De acordo com Demirel (2008), a literatura existente aponta que o ajuste e monitoramento da temperatura e do pH parecem ser os mais importantes parâmetros ambientais que afetam a presença da atividade metanogênica acetotrófica.

Segundo Chernicharo (2007), a maioria dos digestores anaeróbios tem sido projetada na faixa de temperatura mesófila, entre 30 e 35°C, apesar de existirem alguns dimensionados na faixa termófila, de 50 a 55°C. O autor afirma que é possível conseguir uma considerável redução do volume do reator se este for operado próximo à temperatura ótima. Diz ainda que embora elevadas temperaturas sejam desejadas, talvez seja mais importante a manutenção de uma temperatura uniforme dentro do reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado muito sensível a mudanças bruscas de temperatura.

Com relação ao pH, Chernicharo (2007) afirma que deve-se evitar valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3, uma vez que podem inibir por completo os microrganismos formadores de metano. Ainda segundo ele os organismos

produtores de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH de 6,6 e 7,4. Este valor depende do tipo de microrganismo envolvido no processo de digestão e do tipo de substrato.

2.6.2. Alcalinidade

Corresponde à quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, ou seja, a capacidade de resistir a mudanças de pH, também chamada de capacidade tampão (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Chernicharo (2007), a verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH. Isso é devido à escala logarítmica do pH, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio. Ainda de acordo com o autor, é desejável, do ponto de vista operacional, a manutenção de níveis elevados de alcalinidade no sistema porque elevadas concentrações de ácidos voláteis poderiam ser tamponadas sem ocasionar a queda substancial do pH.

2.6.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A DBO₅ é uma medição indireta da matéria orgânica biodegradável, uma vez que retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 2005). A estabilização completa demora vários dias (cerca de 20 dias ou mais para esgotos domésticos), o que corresponde à Demanda Última de Oxigênio (DBO_u). Porém convencionou-se, por praticidade, realizar o teste à temperatura de 20°C e proceder à análise no quinto dia, sendo possível relacionar esse consumo com o total final.

Segundo Von Sperling (2005), as principais vantagens do teste de DBO₅ são relacionadas ao fato de que permite:

- A indicação aproximada da fração biodegradável do despejo;
- a indicação da taxa de degradação do despejo;
- a indicação da taxa de consumo de oxigênio em função do tempo;

- a determinação aproximada da quantidade de oxigênio requerido para a estabilização biológica da matéria orgânica presente.

Segundo o autor, no entanto, o teste também possui as seguintes limitações:

- Podem-se encontrar baixos valores caso os microrganismos não estejam adaptados ao despejo;
- os metais pesados e outras substâncias tóxicas podem matar ou inibir os microrganismos;
- há a necessidade de inibição dos organismos responsáveis pela oxidação da amônia (demanda nitrogenada);
- a relação DBO_U/DBO_5 varia em função do despejo;
- a relação DBO_U/DBO_5 varia, para um mesmo despejo, ao longo da linha de tratamento da ETE;
- o teste demora 5 dias, não sendo útil para efeito de controle operacional de uma estação de tratamento de esgotos.

Apesar das limitações acima o teste de DBO_5 continua sendo extensivamente utilizado por razões históricas e parte porque os critérios de dimensionamento das unidades de tratamento são geralmente expressos em termos de DBO_5 , assim como a legislação de lançamento de efluentes.

2.6.4. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste de DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica, obtida através da ação de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido (VON SPERLING, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), as principais vantagens do teste de DQO são:

- O teste gasta apenas de duas a três horas para ser realizado;
- o resultado do teste dá uma indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica;
- o teste não é afetado pela nitrificação.

O autor também cita algumas limitações do método:

- O teste superestima o oxigênio a ser consumido no tratamento biológico dos despejos;
- não informa sobre a taxa do consumo da matéria orgânica ao longo do tempo;
- certos constituintes inorgânicos podem ser oxidados e interferir no resultado.

Segundo o mesmo autor, a relação DQO/DBO₅ varia geralmente na faixa de 1,7 a 2,4 para esgotos domésticos brutos. Varia também à medida que o esgoto passa pelas diversas unidades da estação de tratamento. A tendência é aumentar, devido à redução paulatina da fração biodegradável, chegando usualmente à valores superiores a 3 no efluente final do tratamento biológico.

2.6.5. Valores do Esgoto de João Pessoa

De acordo com Baracuhy (2006), os valores médios dos parâmetros analíticos do esgoto bruto na cidade de João Pessoa afluente à ETE de Mangabeira estão apresentados no Quadro 7.

Quadro 7: Parâmetros físico-químicos do esgoto bruto na cidade de João Pessoa (adaptado de BARACUHY, 2006).

Parâmetro	Unidade	Valor médio
DBO₅	mg/l	264
DQO	mg/l	895
pH	-	7,34
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /l	241
Temperatura	°C	29

3. Material e Métodos

3.1. Descrição do Sistema Experimental

O local escolhido para o experimento foi o Campus I da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) na cidade de João Pessoa, que possui um clima tropical e, segundo dados da estação meteorológica do Laboratório de Energia Solar (LES) da UFPB, a temperatura média anual vem aumentando de 26 para valores acima de 27°C nos últimos 26 anos. Este fato é atribuído principalmente à expansão da malha urbana (SOBREIRA *et al.*, 2011).

Foi construído um sistema de tratamento de esgoto composto por: tanque séptico, caixa separadora de vazão e três filtros anaeróbios, o qual foi instalado na Residência Universitária do Campus I da UFPB, conforme indicado na Figura 14.



Figura 14: Foto de satélite da UFPB com localização da Residência Universitária.

O sistema foi alimentado por uma derivação dos tubos de queda de dois banheiros localizados no andar superior, como pode ser visto na Figura 15.

O esgoto passa primeiramente pelo tanque séptico onde ocorre o tratamento primário, com a retenção dos sólidos sedimentáveis. Em seguida o efluente passa por uma caixa separadora de vazão, cujo objetivo é garantir que as vazões afluentes aos filtros sejam iguais. Essa caixa possui um primeiro compartimento dotado de um

anteparo onde o esgoto passa por baixo para evitar caminhos preferenciais, como se vê na Figura 16.



Figura 15: Detalhe da conexão dos tubos de queda com o sistema de tratamento.



Figura 16: Caixa separadora de vazão.

A divisão por igual da vazão ocorre mediante um conjunto de três sifões onde, à medida que o nível sobe no compartimento inicial, ocorre o transbordamento simultâneo de recipientes cuidadosamente nivelados em três compartimentos separados conforme ilustrado na Figura 17.

Segundo Vertchenko *et al.* (2009), no escoamento de um dado fluido entre dois reservatórios por meio de um sifão, a diferença de pressão nas duas extremidades do conduto é igual à perda de carga do fluido ao escoar pelo conduto. Neste caso, a vazão Q é obtida pela Equação 1, onde Δh é a perda de carga, η é a viscosidade do fluido, L é o comprimento e R o raio do conduto.

$$Q = \frac{\pi \epsilon R^4}{8\eta L} \text{ (Equação 1)}$$

Como todas as variáveis foram as mesmas para os três compartimentos, a vazão teórica deverá ser a mesma.



Figura 17: Vista do recipiente colocado em um dos três compartimentos.

Em seguida o esgoto passa por três filtros anaeróbios em paralelo, cada um com um material suporte diferente sendo eles bucha vegetal (F1), aparas de eletroduto corrugado DN 20 mm (F2) e brita de 32 mm de diâmetro médio (F3), conforme visto na Figura 18. A norma NBR 13969 (ABNT, 1997) especifica que em

filtros anaeróbios deve ser usada brita n.º 4 ou n.º 5, que, segundo a norma NBR 7211 (ABNT, 1983) corresponde ao material cujo diâmetro mínimo é superior a 25 mm, conforme Quadro 8. De acordo com a segunda edição da norma NBR 7211 (ABNT, 2005), vigente a partir de 29 de abril de 2005, a brita corresponde à zona granulométrica entre 37,5 e 75 mm, conforme Quadro 9.

Quadro 8: Limites granulométricos de agregado graúdo (adaptado de ABNT, 1983).

Graduação	Porcentagem retida acumulada, em peso, nas peneiras de abertura nominal, em mm, de											
	76	64	50	38	32	25	19	12,5	9,5	6,3	4,8	2,4
0								0	0-10		80-100	95-100
1						0	0-10		80-100	92-100	95-100	
2					0	0-25	75-100	90-100	95-100			
3			0	0-30	75-100	87-100	95-100					
4	0	0-30	75-100	90-100	95-100							

Quadro 9: Limites granulométricos de agregado graúdo (adaptado de ABNT, 2005).

Peneira com abertura de malha	Porcentagem, em massa retida acumulada				
	Zona granulométrica				
	4,75/12,5	9,5/25	19/31,5	25/50	37,5/75
75 mm					0 – 5
63 mm					5 – 30
50 mm				0 - 5	75 – 100
37,5 mm				5 - 30	90 – 100
31,5 mm			0 - 5	75 - 100	95 – 100
25 mm		0 - 5	5 - 25	87 – 100	
19 mm		2 - 15	65 - 95	95 – 100	
12,5 mm	0 - 5	40 - 65	92 - 100		
9,5 mm	2 - 15	80 - 100	95 – 100		
6,3 mm	40 - 65	92 – 100			

4,75 mm	80 - 100	95 – 100			
2,36 mm	95 - 100				

Não se utilizou a brita de granulometria superior, recomendada pela norma, pois se buscou verificar a viabilidade do uso de material de mais fácil aquisição no mercado local.



Figura 18: Vista superior dos filtros preenchidos (da esquerda para a direita) com bucha vegetal (F1), eletroduto corrugado (F2) e pedra britada 32 mm (F3).

Não houve contribuição de esgoto de pia de cozinha ou lavanderia. Essa também é uma realidade em algumas residências periurbanas, onde apenas o esgoto do banheiro é lançado em fossa. Na Figura 19 tem-se uma visão geral do sistema em funcionamento.



Figura 19: Vista lateral do sistema de tratamento em funcionamento.

Foi feito o dimensionamento do tanque séptico de acordo com o prescrito na NBR 7229 (ABNT, 1993). De acordo com informações obtidas no local, o número de

ocupantes era de duas pessoas em cada quarto, ou seja, um total de quatro ocupantes.

Foi considerada a edificação do tipo residencial de padrão médio, cuja contribuição média é de 100 litros/pessoa.dia. Entretanto, como não houve contribuição de cozinha e lavanderia adotou-se uma contribuição de 90 litros/pessoa.dia. Além disso, adotou-se o intervalo de limpeza do lodo de um ano. O dimensionamento do tanque séptico foi então feito da seguinte forma:

$$V_u = 1000 + N (C.T + K.Lf)$$

Considerando N igual a 4 habitantes, C igual a 90 l/hab.dia, T igual a 1 dia, K igual a 57 dias e Lf = 1 l/hab.dia, então:

$$V_u = 1588 \text{ l}$$

É importante notar que o valor adotado de T, igual a 1 dia, é apenas o TDH de projeto, diferente do real.

De acordo com as considerações anteriores, chegou-se à vazão média diária total de 360 litros/dia e ao volume útil do tanque séptico de 1.588 litros. Por motivos de praticidade, utilizou-se um reservatório em fibra de vidro e 2000 l, que correspondeu a um volume útil de 1.426 litros.

O volume da caixa separadora de vazão de acordo com suas dimensões internas foi calculado em 177 litros, que somado ao volume do tanque séptico resulta em 1.603 litros, ou seja, um pouco acima do volume útil necessário. Como a vazão prevista é de 360 litros/dia, o tempo de detenção hidráulica previsto inicialmente seria de 13,3 horas, diminuindo ao longo de 1 ano, à medida que o espaço vai sendo ocupado pelo lodo gerado.

O dimensionamento dos filtros anaeróbios baseou-se no preconizado pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) utilizando-se os mesmos parâmetros referentes ao tanque séptico, da seguinte forma:

$$V_u = 1,6.N.C.T$$

Considerando T igual a 0,92 dias, então:

$$V_u = 530 \text{ l}$$

Como são três filtros, obteve-se que cada um deve possuir no mínimo 177 litros. Por questões práticas, utilizaram-se três bombonas de polietileno, cujo volume útil é de 200 litros.

A NBR 13969 (ABNT, 1997) prescreve que a altura do leito filtrante, já incluindo o fundo falso, deve ser limitada a 1,2 m, entretanto admite a não utilização de fundo falso, devendo para isso preencher todo o volume com material filtrante. Adotou-se a altura útil de 78 cm para os filtros. Apesar de não haver limites mínimos na norma, Ávila (2005) concluiu que a utilização de filtros com altura útil a partir de 69 cm é viável e capaz de apresentar desempenho satisfatório semelhante ao dos filtros com altura de 1,2 m.

Optou-se pelo preenchimento do filtro F1 com a bucha vegetal na posição vertical, a fim de minimizar o problema de colmatção do leito, conforme ilustrado na Figura 20. Na figura 21 temos uma planta baixa e um corte do sistema de tratamento.



Figura 20: Filtro F1 com as buchas na posição vertical.

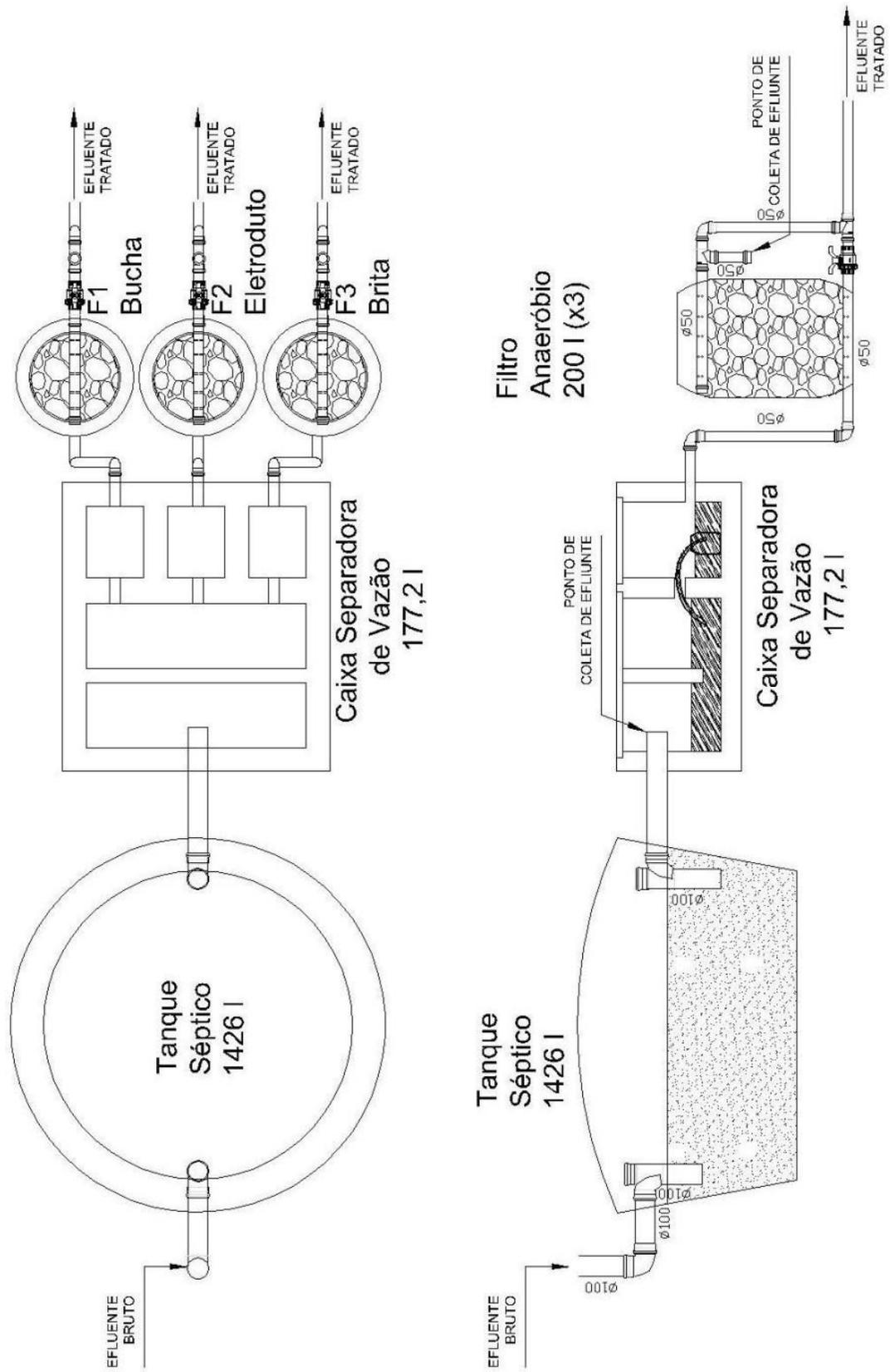


Figura 21: Planta baixa e corte do sistema de tratamento.

O filtro F2 foi preenchido com aparas de eletroduto corrugado de 20 mm de diâmetro e 30 mm de comprimento, aproximadamente. O filtro F3 foi preenchido com pedra britada de 32 mm de diâmetro médio. Ambos preencheram todo volume útil do filtro, como ilustra a Figura 22.



Figura 22: Filtros F2 e F3 preenchidos com eletroduto corrugado e brita respectivamente da esquerda para a direita.

Após o preenchimento dos filtros com os materiais suporte, foi feita a medição do volume de vazios de cada um deles a fim de estimar o tempo de detenção hidráulica (TDH) real. Isso foi feito medindo-se o volume de água necessária para encher os filtros até o total preenchimento dos vazios. O volume e o índice de vazios de cada filtro encontra-se no Quadro 10.

Quadro 10: Índice de vazios e TDH estimado dos filtros anaeróbios F1, F2 e F3.

Dispositivo	Volume de vazios (l)	Índice de vazios (%)	TDH estimado (horas)
F1	175,0	87,5	35,0
F2	155,5	77,8	31,1
F3	85,0	42,5	17,0

Após a medição dos índices de vazios, o sistema foi conectado aos banheiros da residência no dia 28/04/2011.

3.2. Medição de Vazão

Foi feita medição da vazão em cada filtro coletando o efluente dos filtros em baldes idênticos, medindo a altura da lâmina d'água e registrando em planilha o horário da leitura (Figura 23). Em seguida, era calculado o volume correspondente mediante uma equação obtida após a calibração prévia do balde.

Estas aferições foram executadas num período de 10 horas entre às 7 e 17 horas. Foram feitas cinco medições de vazão dos filtros nas datas constantes do Quadro 11, procurou-se fazer as medições em diferentes dias da semana para obter maior representatividade dos dados.

Quadro 11: Datas e dias da semana em que foi realizada aferição da vazão.

Medição	Data	Dia da semana
1	03/06/2011	Sexta-feira
2	21/06/2011	Terça-feira
3	20/07/2011	Quarta-feira
4	17/10/2011	Segunda-feira
5	20/10/2011	Quinta-feira



Figura 23: Medição da vazão dos filtros.

3.3. Parâmetros Analizados e Métodos Analíticos

Os parâmetros, métodos de análises utilizados e a frequência em que as mesmas foram realizadas estão descritas no Quadro 12. Os métodos analíticos utilizados seguiram as recomendações descritas pelo APHA *et al.* (1998).

Quadro 12: Parâmetros, frequência de análise e método utilizado.

PARÂMETRO	UNID.	FREQ.	MÉTODO
pH	-	Semanal	Medidor digital de PH
Temperatura	°C	Semanal	Medidor digital
Cor	uH	Mensal	Espectrofotômetro
Turbidez	uT	Mensal	Nefelométrico
Alcalinidade	mg/l deCaCO ₃	Mensal	Titulação potenciométrica
DBO ₅	mg/l	Mensal	Diluição em frascos padrões de DBO ₅ com incubação a 20°C por 5 dias.
OD	mg/l	Mensal	Método Iodométrico (Winkler)
DQO	mg/l	Mensal	Método da refluxação fechada
Amônia	mg N - NH ₃	Mensal	Método fotométrico da Nesslerização Direta

3.4. Procedimentos de Coleta e Amostragem

As coletas foram iniciadas um mês após o sistema ter sido conectado. As amostras foram coletadas sempre no turno da manhã, aproximadamente às 07:30 horas.

Foi quatro o número de pontos de coleta a seguir discriminados:

- Efluente do tanque séptico (ETS);
- Efluente do filtro preenchido com bucha vegetal (F1);
- Efluente do filtro preenchido com aparas de eletroduto (F2);
- Efluente do filtro preenchido com a brita, respectivamente (F3).

A coleta do efluente dos filtros foi feita com o auxílio de um béquer de plástico, por meio de uma derivação na tubulação de saída dos mesmos, a qual

pode ser vista anteriormente na Figura 23. A amostra do tanque séptico era coletada na entrada da caixa divisora de vazão, que se encontra ilustrada na Figura 24.



Figura 24: Entrada do efluente do tanque séptico na caixa divisora de vazão.

Os recipientes utilizados para acondicionar as amostras eram devidamente limpos e possuíam volume de 2 litros. Após serem preenchidos, os mesmos eram levados imediatamente ao Laboratório de Saneamento da UFPB, procedendo-se de imediato às análises. Quando isto não era possível, as mesmas eram preservadas em baixa temperatura (4°C aproximadamente).

As coletas das amostras de esgoto nos pontos e os parâmetros analisados foram efetuadas nos dias constantes no Quadro 13. Nos meses de dezembro de 2011 a fevereiro de 2012 não houve coletas por ser o período de férias, no qual a residência universitária esteve pouco habitada, não havendo vazão significativa para que pudessem ser feitas análises.

Quadro 13: Datas de coleta do sistema e parâmetros analisados.

Data	Todos os parâmetros	Somente pH e Temperatura
11/05/2011		X
19/05/2011		X
26/05/2011	X	
03/06/2011		X
10/06/2011		X
22/06/2011	X	
30/06/2011		X
07/07/2011		X
15/07/2011		X
21/07/2011	X	
08/08/2011		X
12/08/2011		X
24/08/2011	X	
02/09/2011		X
08/09/2011		X
16/09/2011		X
22/09/2011	X	
07/10/2011		X
17/10/2011		X
11/11/2011	X	
15/03/2012	X	
29/03/2012	X	
19/04/2012	X	

3.5. Tratamento Estatístico dos Dados Experimentais

Os dados foram submetidos a tratamento estatístico utilizando análise de variância (ANOVA: Fator único), a qual foi aplicada aos conjuntos de dados de um mesmo parâmetro analisado dos pontos de coleta ETS, F1, F2 e F3. A finalidade desta técnica é estabelecer a existência de diferenças significativas, ao nível de significância de 5%, entre as médias desses conjuntos.

4. Resultados

4.1. Medições de Vazão

Os dados de vazão nos filtros obtidos para cada dia de medição encontram-se nas Figuras 25 a 29.

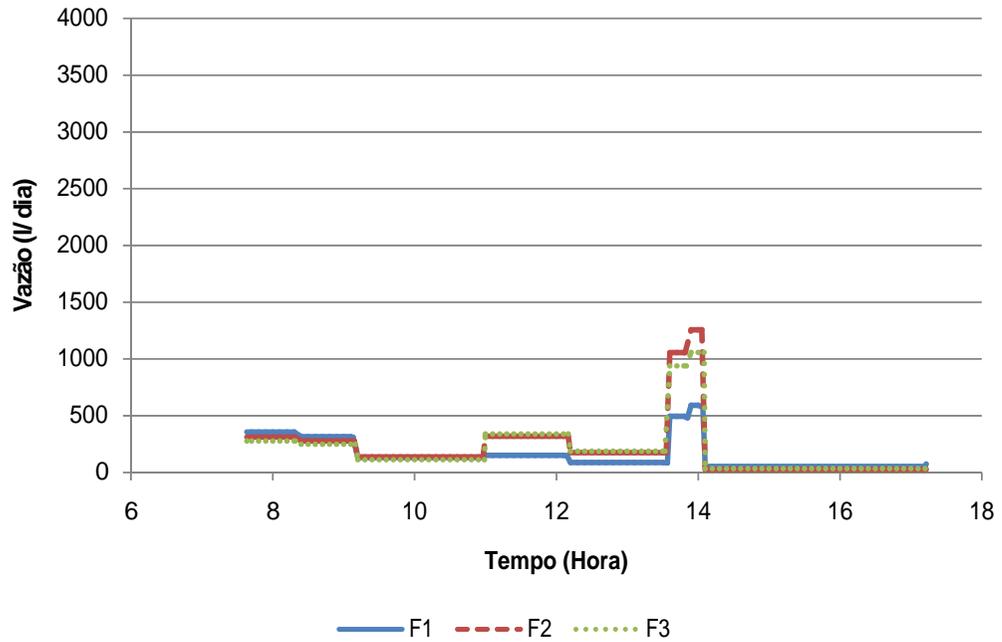


Figura 25: Gráfico da vazão nos filtros no dia 03/06/2011 (sexta-feira).

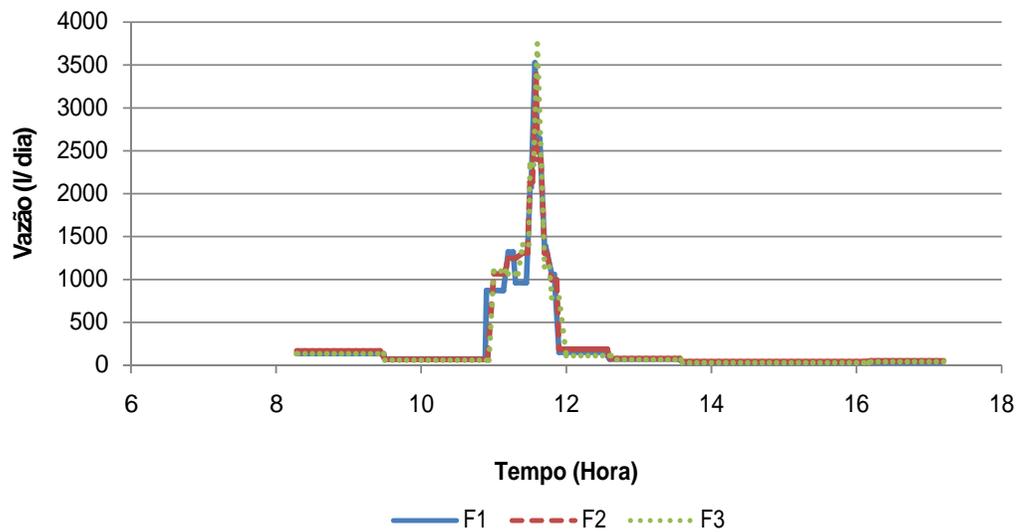


Figura 26: Gráfico da vazão nos filtros no dia 21/06/2011 (terça-feira).

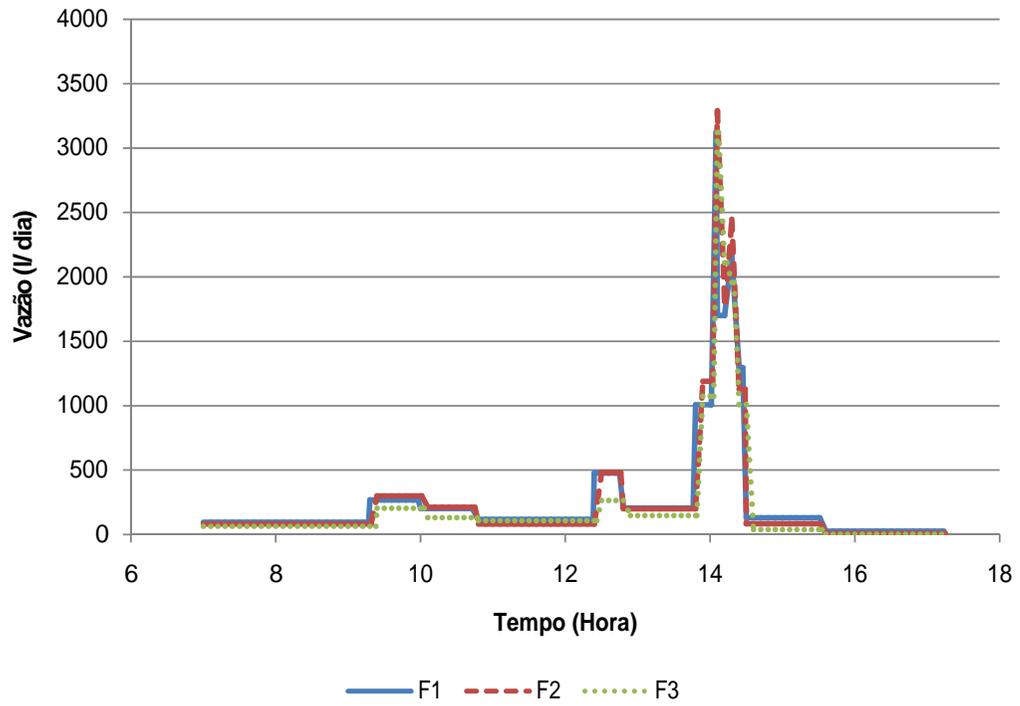


Figura 27: Gráfico da vazão nos filtros no dia 20/07/2011 (quarta-feira).

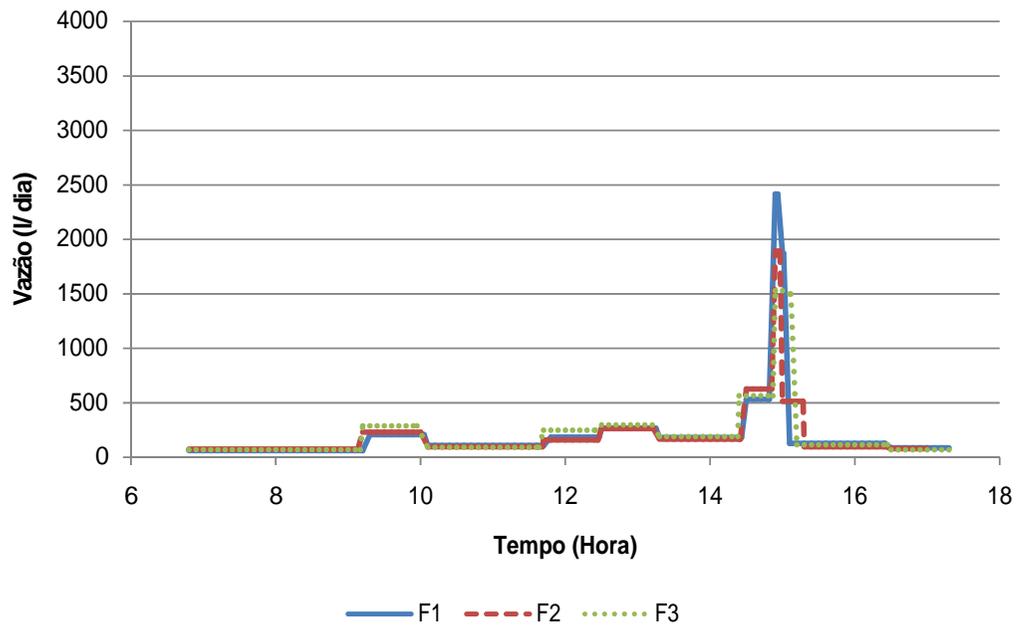


Figura 28: Gráfico da vazão nos filtros no dia 17/10/2011 (segunda-feira).

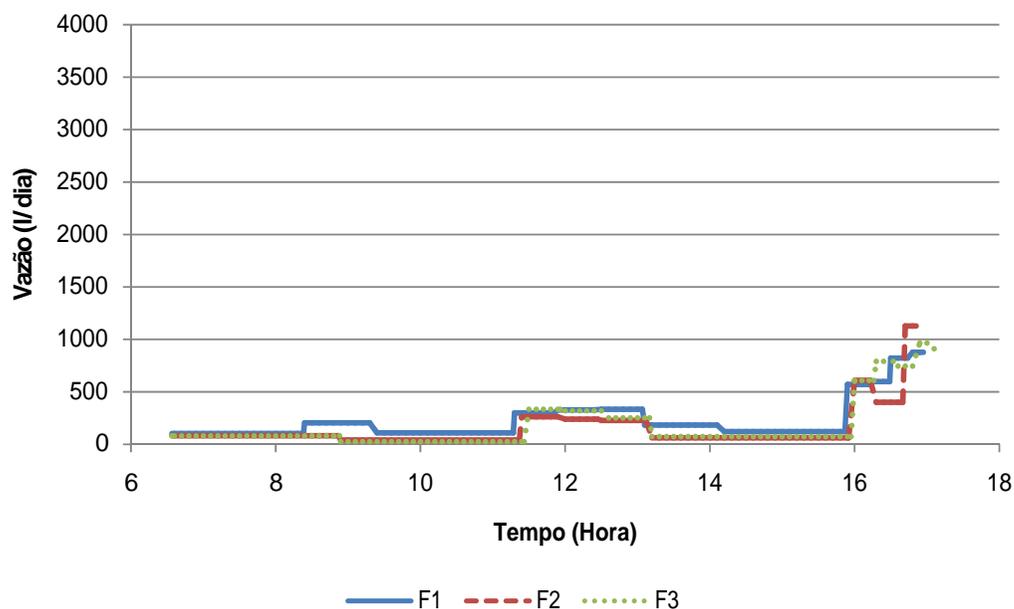


Figura 29: Gráfico da vazão nos filtros no dia 20/10/2011 (quinta-feira).

Com base nos dados coletados, foi calculada a vazão média em cada um dos filtros chegando-se ao resultado observado no Quadro 14.

Quadro 14: Vazão média dos filtros nos diferentes dias e percentual referente à maior vazão.

Data	Vazão média (l/dia)			Vazão média total (l/dia)
	F1	F2	F3	
3/6/2011	158,8 (76,7%)	207,0 (100,0%)	200,9 (97,1%)	566,7
21/6/2011	211,6 (92,3%)	229,3 (100,0%)	206,3 (90,0%)	647,2
20/7/2011	232,3 (100,0%)	222,7 (95,9%)	186,7 (80,4%)	641,7
17/10/2011	183,8 (95,5%)	177,8 (92,4%)	192,4 (100,0%)	554,0
20/10/2011	232,1 (100,0%)	154,3 (66,5%)	186,8 (80,5%)	573,2
Média	203,7 (100,0%)	198,2 (97,3%)	194,6 (95,5%)	596,6

Verifica-se que, apesar de a vazão média em cada filtro apresentar certa diferença em alguns dias, a média das mesmas apresenta valores bem próximos, sendo a diferença entre a maior e a menor de apenas 4,5%. Desta forma, constata-se que o sistema de distribuição de vazão funcionou dentro de uma margem de erro aceitável.

Pode-se observar que a vazão média total aferida resultou 65,7% maior que a de dimensionamento (360 l/dia). Entretanto, como a medição foi feita apenas no período diurno, existe a possibilidade deste valor ser menor, uma vez que a vazão durante a madrugada é próxima de zero. Contudo, como durante a noite ainda existe uma parcela de vazão que não foi medida e que espera-se ser baixa, é provável que a média seja ainda menor.

Considerando que a quantidade de habitantes não sofreu alteração durante as medições, a contribuição *per capita* seria de 149 L/hab.dia, próximo ao valor esperado para uma residência de padrão médio segundo a NBR 13969 (ABNT, 1997). Desta forma, o volume de material filtrante necessário, segundo a mesma norma, após a mudança desse parâmetro passaria de 177 l para 292 l.

Esta subestimação da vazão, apesar de interferir no desempenho dos filtros, não prejudica a comparação entre os filtros de forma significativa. Contudo, com uma vazão menor os filtros poderiam apresentar desempenhos diferentes.

De acordo com Demirel (2008), a literatura existente aponta que o ajuste do TDH mostra-se como um parâmetro operacional importante no desempenho do filtro.

Devido a esta diferença na vazão do sistema, faz-se necessário recalcular o TDH para a vazão média total real. Fazendo isto, chegou-se aos valores apresentados no Quadro 15, no qual se considerou a vazão nos filtros igual ao total dividido por três. Percebe-se que, apesar do TDH aparente (considerando-se o volume total) dos filtros ser igual a 1,01 dias, o TDH real (considerando-se o volume útil) foi menor que 0,92 dias, hipótese esta considerada no dimensionamento e prevista na NBR 13969 (ABNT, 1997).

Quadro 15: Tempo de detenção hidráulica para a vazão média real.

Ponto de Coleta	Vol. Útil (l)	Índice vazios (%)	TDH (horas)	TDH real (dias)	TDH aparente (dias)
TS + Caixa	1603	100%	64,5	2,69	-
F1	175,0	87,5%	21,1	0,88	1,01
F2	155,5	77,8%	18,8	0,78	1,01
F3	85,0	42,5%	10,3	0,43	1,01

4.2. Parâmetros de Análise

Foram analisados os parâmetros físicos e químicos das amostras tendo em vista o seu comportamento temporal, e também a eficiência de remoção e comportamento cinético dos dados quando pertinente.

4.2.1. Temperatura

A temperatura do efluente ao longo do período de estudo pode ser vista na Figura 30. Percebe-se uma tendência de crescimento deste parâmetro ao longo do tempo e isto era esperado uma vez que as coletas iniciaram-se na estação chuvosa.

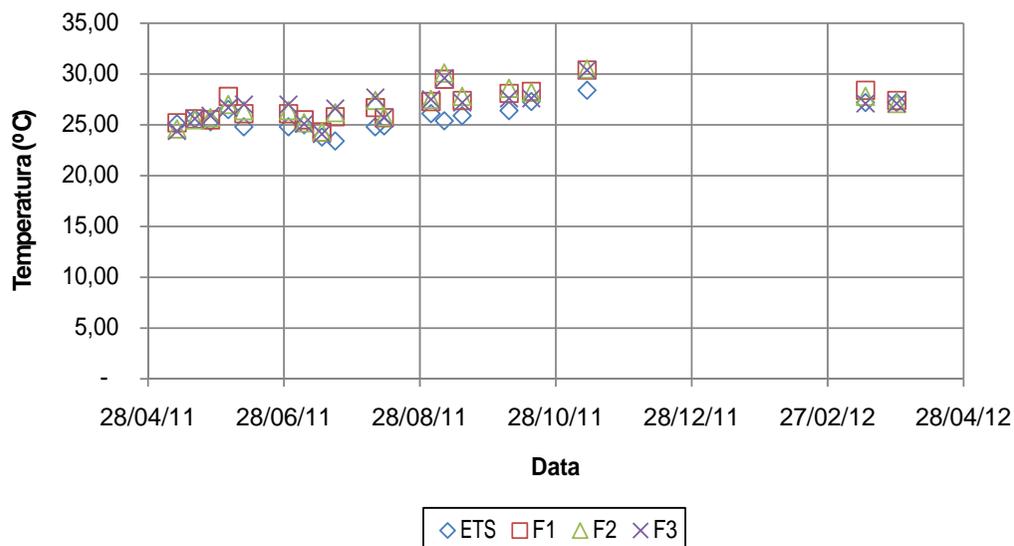


Figura 30: Temperatura do efluente nos pontos analisados.

Vale salientar que a temperatura no efluente em nenhum momento foi inferior a 23°C. Isto é necessário para a viabilidade e eficiência do sistema, uma vez que a temperatura é um fator limitante para os reatores anaeróbios.

Submeteram-se os dados de temperatura a um tratamento estatístico utilizando análise de variância (ANOVA: Fator único) para um nível de significância de 5%, obtendo-se o resultado visto na Figura 31.

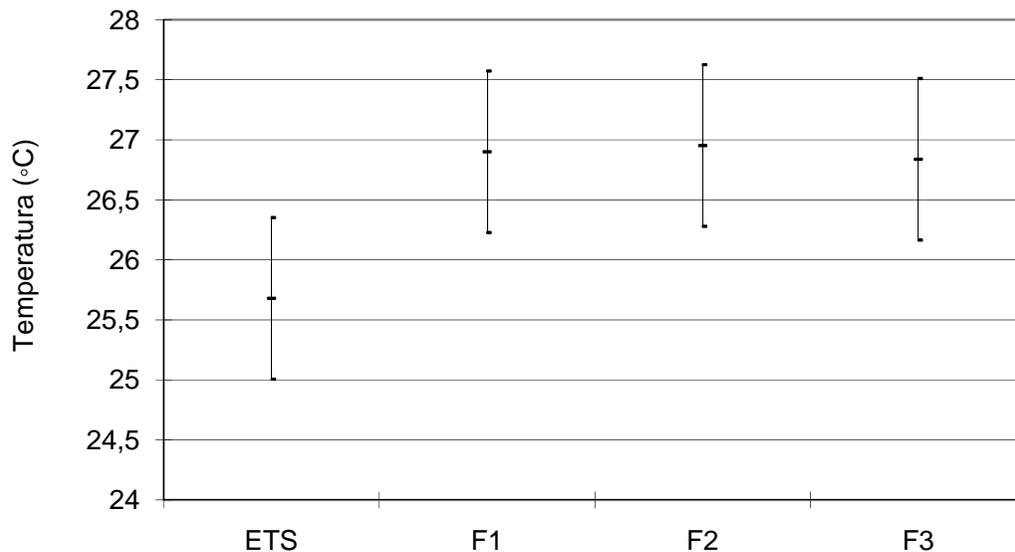


Figura 31: ANOVA dos dados de temperatura para uma significância de 5%.

Verifica-se que, apesar das médias nos pontos F1, F2 e F3 (filtros anaeróbios) estarem ligeiramente acima do ponto ETS (Tanque séptico), estatisticamente não há diferença de temperatura para uma significância de 5%. Esta diferença se deva talvez ao fato de que havia uma região sombreada no local do tanque séptico.

4.2.2. pH

A série temporal dos dados de pH nos filtros encontra-se na Figura 32. Verifica-se uma leve tendência de redução dos valores em todos os pontos ao longo do tempo observado e em seguida uma estabilização. Após o período de partida do reator, ocorre uma redução no pH.

É importante lembrar que, segundo Chernicharo (2007) deve-se evitar valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3, uma vez que podem inibir por

completo os microrganismos formadores de metano. Ainda segundo ele os organismos produtores de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH de 6,6 e 7,4.

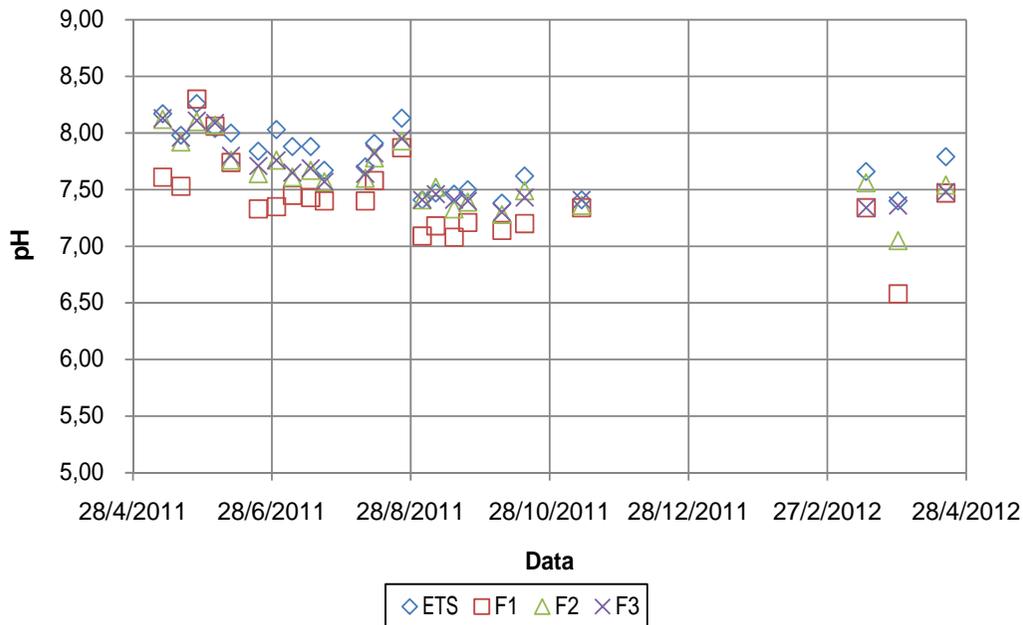


Figura 32: Dados de pH durante o período de estudo.

Em todos os pontos os valores se mantiveram dentro da faixa recomendada na literatura, entretanto o ponto F1 foi o que mais se aproximou da faixa de crescimento considerada ótima para formação de metano. Convém destacar também que, excetuando-se o período inicial, necessário para a partida do reator, os valores de pH mantiveram-se próximo da faixa ideal.

Submeteu-se os dados de pH a um tratamento estatístico utilizando análise de variância (ANOVA: Fator único) para um nível de significância de 5%, obtendo-se o resultado visto na Figura 33.

Observa-se que, apesar de ser pequena a diferença, o valor no ponto F1 (7,42) é estatisticamente inferior ao do ponto ETS (7,76). A média do pH nos pontos F2 (7,63) e F3 (7,65) não foi significativamente inferior ao ponto ETS. Isto nos permite afirmar que o meio filtrante composto de bucha vegetal é responsável pela redução no pH do efluente, e que isto não ocorreu com os outros materiais utilizados. Talvez isto se deva ao fato do meio suporte ser

orgânico e proporcionar o crescimento de grupos bacterianos diferentes dos outros filtros.

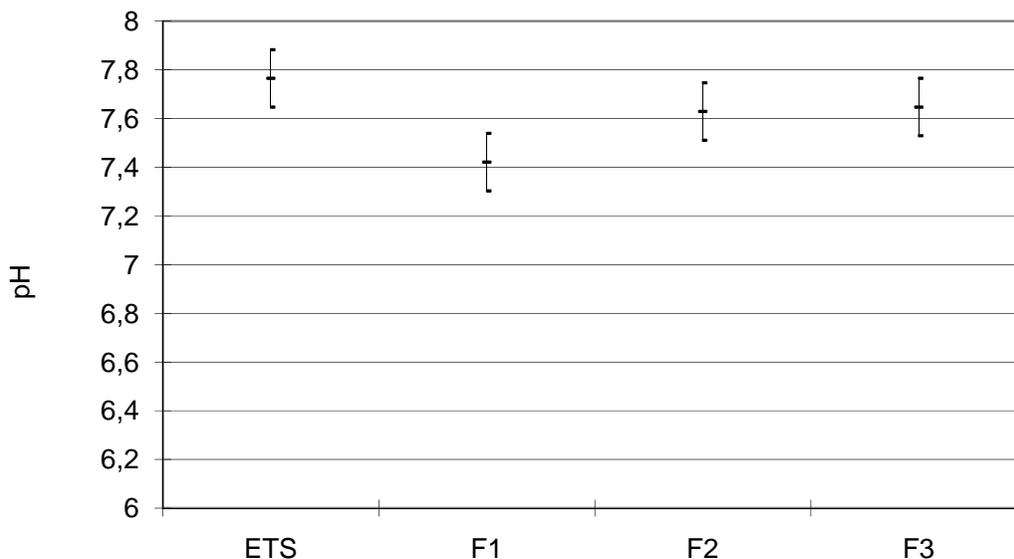


Figura 33: ANOVA dos dados de pH para uma significância de 5%.

4.2.3. Alcalinidade

Na Figura 34 tem-se o comportamento temporal da Alcalinidade nos pontos de estudo.

É possível perceber que nos três primeiros meses de operação do sistema a alcalinidade manteve-se praticamente igual nos pontos ETS, F1, F2 e F3, apresentando valores em torno de 360 mg/l de CaCO_3 . Depois disso ocorre um aumento nos dois meses seguintes, ficando em torno de 450 mg/l de CaCO_3 , e em seguida há um consumo de alcalinidade que ocasiona uma queda para uma faixa em torno de 320 mg/l de CaCO_3 .

Submeteram-se os dados de alcalinidade a um tratamento estatístico utilizando análise de variância (ANOVA: Fator único) para um nível de significância de 5%, obtendo-se o resultado visto na Figura 35.

É possível verificar que não há diferença significativa entre a alcalinidade média nos pontos de análise, assim como concluir que os valores altos desse parâmetro indicam uma grande capacidade tampão, protegendo contra possíveis choques de pH.

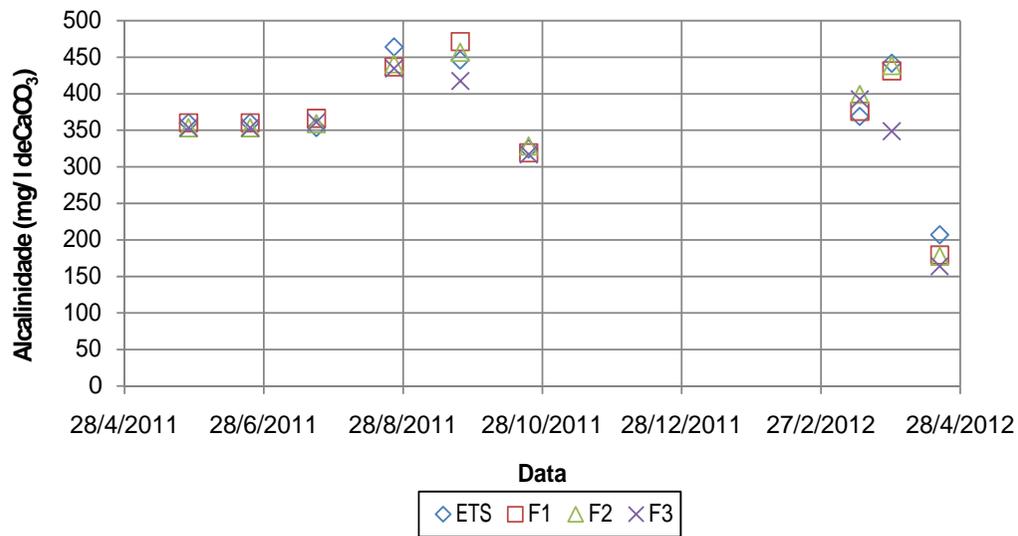


Figura 34: Comportamento temporal dos dados de alcalinidade nos pontos de estudo.

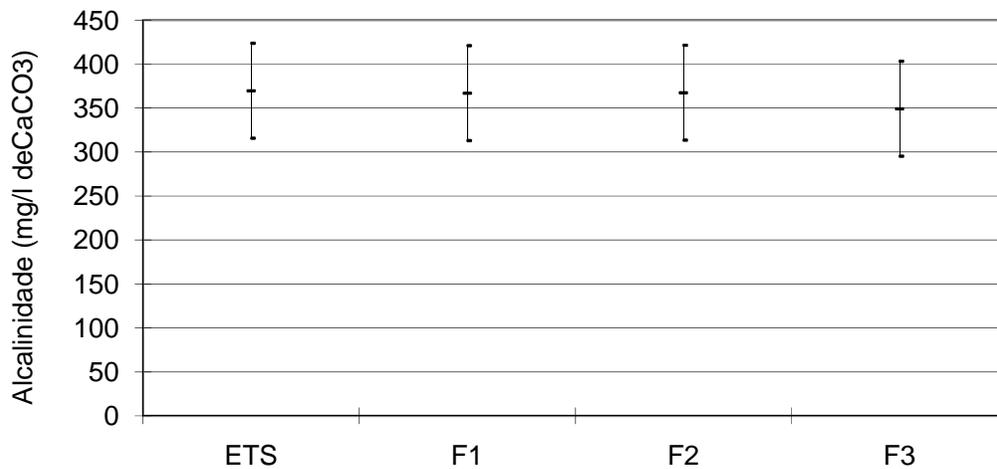


Figura 35: ANOVA dos dados de alcalinidade nos pontos de estudo.

4.2.4. DBO₅

4.2.4.1. Comportamento temporal dos dados

A série temporal dos dados relativos à DBO₅ encontra-se na Figura 36, na qual podemos perceber que o ponto F1 nas duas primeiras análises apresentou um valor maior inclusive que o afluente ETS. Isto pode ser explicado por uma possível liberação de matéria orgânica solúvel em água. Porém a partir da terceira análise o comportamento foi semelhante aos outros pontos F2 e F3.

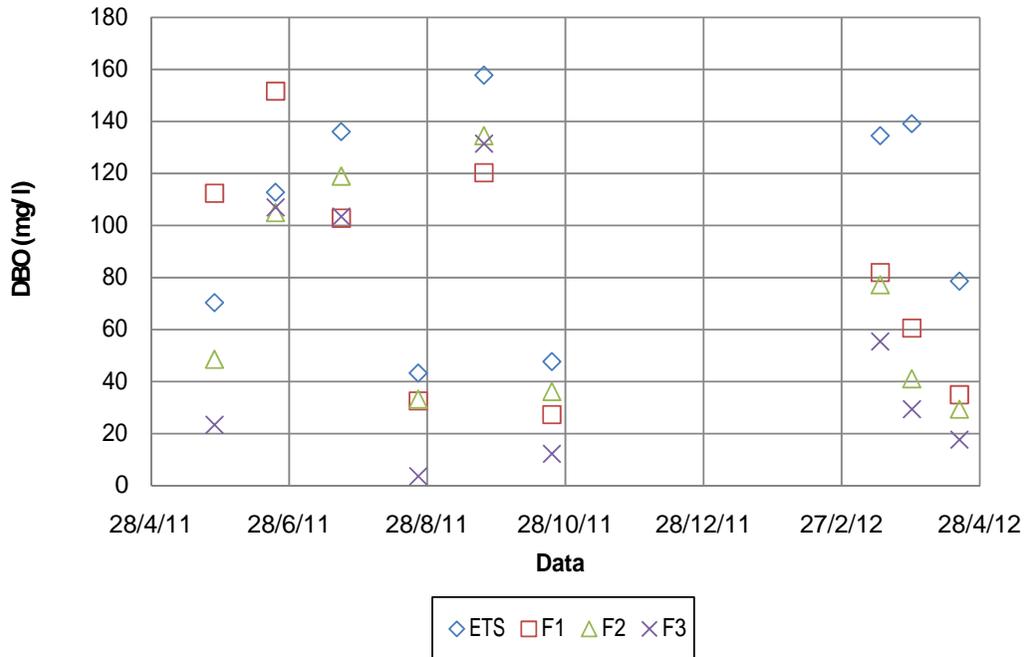


Figura 36: Comportamento temporal da DBO₅.

É possível notar que houve muita variação nos valores, inclusive com alguns muito baixos no ponto F3. Isto ocorre, pois o teste depende da adaptação dos organismos decompositores ao despejo a ser tratado, podendo assim apresentar baixos valores de DBO₅ (CHERNICHARO, 2007).

Observa-se ainda que, nas últimas coletas, a diferença entre os valores da DBO₅ no ponto ETS e nos pontos F1, F2 e F3 estão maiores que no início, isto indica o funcionamento adequado do sistema anaeróbio após o período de partida necessário.

Submetendo os dados a um tratamento estatístico utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%, obteve-se o resultado visto na Figura 37. Percebe-se que não há diferença significativa nos valores de DBO₅ entre os diversos pontos.

Os valores estão na faixa do esperado para esgoto doméstico e são coerentes com a média observada para o esgoto bruto da cidade de João Pessoa (BARACUHY, 2006).

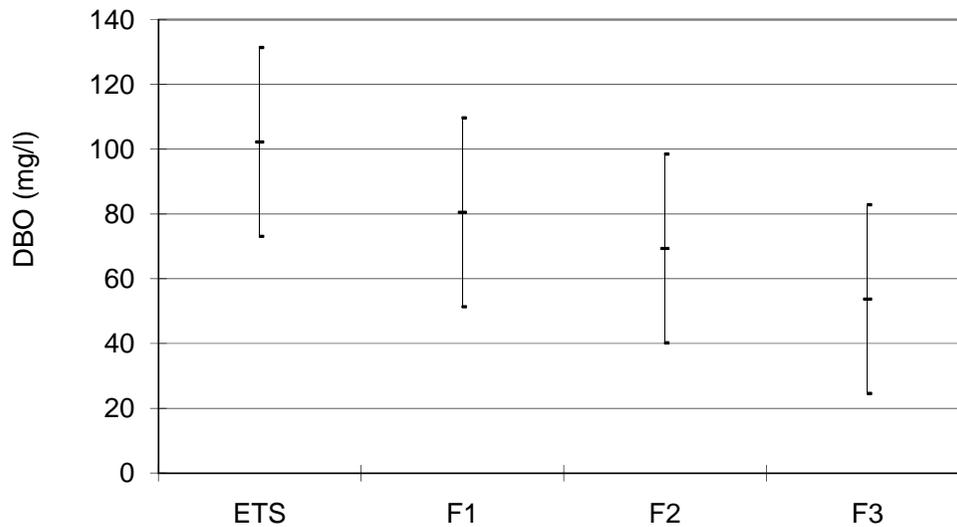


Figura 37: ANOVA dos dados de DBO₅.

4.2.4.2. Eficiência de remoção

A eficiência de remoção da DBO₅ dos filtros no período em que foram coletados os dados encontra-se no Quadro 16, onde verifica-se que o percentual de remoção no F1 foi o menor. Isto é explicado pelo aumento da matéria orgânica no efluente nas duas primeiras análises.

Quadro 16: Eficiência de remoção de DBO₅ em cada um dos filtros.

F1	F2	F3
21,3%	32,2%	47,5%

Percebe-se também que a maior remoção ocorreu no filtro preenchido com a brita, material usado tradicionalmente, seguido pelo eletroduto. É importante destacar que após as duas primeiras análises a remoção média no ponto F1 passa a ser de 37,5%, tornando-o mais eficiente que o F2, conforme visto no Quadro 17.

Quadro 17: Eficiência de remoção de DBO₅ a partir da terceira coleta.

F1	F2	F3
37,5%	36,2%	52,1%

Apesar de numericamente os pontos apresentarem uma redução na DBO₅, entretanto isto não ocorre de forma significativa, como foi visto na Figura 37. É possível que os picos de vazão estejam ocasionando remoção do

biofilme, uma vez que, segundo Escudié (2011), as condições hidrodinâmicas alteram as características do biofilme. Além disso, sabe-se que os reatores anaeróbios possuem a desvantagem de serem instáveis a choques de carga hidráulica (CHERNICHARO, 2007).

Os resultados estão de acordo com a literatura, pois em outra pesquisa realizada em sistemas de tratamento compostos de tanque séptico e filtro anaeróbio a maior parcela da remoção da DBO_5 ocorreu no primeiro dispositivo, uma média de 54,3%, enquanto no segundo a remoção média foi apenas 31,3%, sendo a do conjunto 66% em média (JORDÃO, 2002).

4.2.4.3. Estudo Cinético

A constante cinética de reação de primeira ordem k referente à remoção de DBO_5 foi calculada para cada um dos filtros e para o TDH real e aparente, a partir da terceira coleta, chegando-se aos resultados que podem ser vistos nos Quadros 18 e 19. Neste caso o ponto F3 apresenta o valor maior, seguido do ponto F2 e F1.

Quadro 18: Constante cinética k real referente à remoção de DBO_5 .

F1	F2	F3
0,53	0,58	1,71

Quadro 19: Constante cinética k aparente referente à remoção de DBO_5 .

F1	F2	F3
0,47	0,44	0,73

Nota-se que os valores são praticamente iguais para os pontos F1 e F2, ao passo que no ponto F3 é maior, mesmo com um tempo de detenção hidráulica real inferior aos outros. Isso permite concluir que os maiores TDH's dos filtros F1 e F2 não correspondem necessariamente à uma maior eficiência.

4.2.5. DQO

4.2.5.1. Comportamento temporal dos dados

Na Figura 38 podem ser vistos os valores de DQO para os pontos em estudo. Devido a problemas na aquisição de reagentes, não foi possível verificar o valor da DQO nas três primeiras coletas.

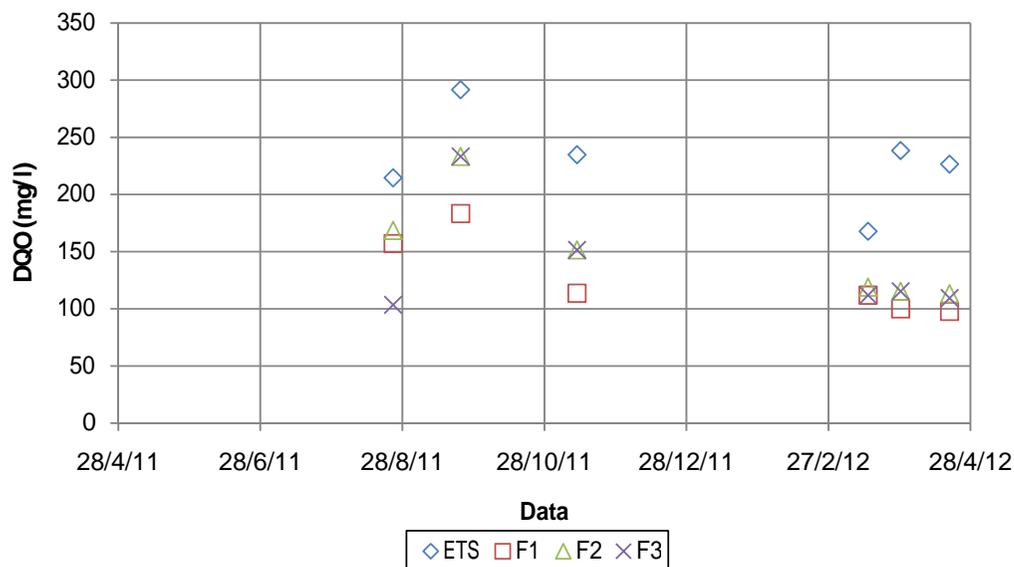


Figura 38: Comportamento temporal dos dados de DQO.

Percebe-se que na primeira análise de DQO o ponto F3 apresentou o menor valor, enquanto nas outras coletas o F1 foi o menor. Os valores estão na faixa do esperado para esgoto doméstico e são coerentes com a média observada para o esgoto bruto da cidade de João Pessoa (BARACUHY, 2006).

Ao contrário da DBO_5 , os valores de DQO apresentaram pouca variação. Isto é devido ao fato deste teste ser menos sujeito a variações que o anterior.

Submetendo os dados a um tratamento estatístico utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%, obteve-se o resultado visto na Figura 39. Observa-se que há diferença significativa nos valores de DQO entre os filtros e o tanque séptico, porém o mesmo não ocorre de um filtro para outro.

4.2.5.2. Eficiência de remoção

No Quadro 20 pode ser visto o percentual de remoção de DQO nos pontos F1, F2 e F3 respectivamente. Nota-se que o valor maior ocorreu no filtro F1, seguido pelo F3 e F2.

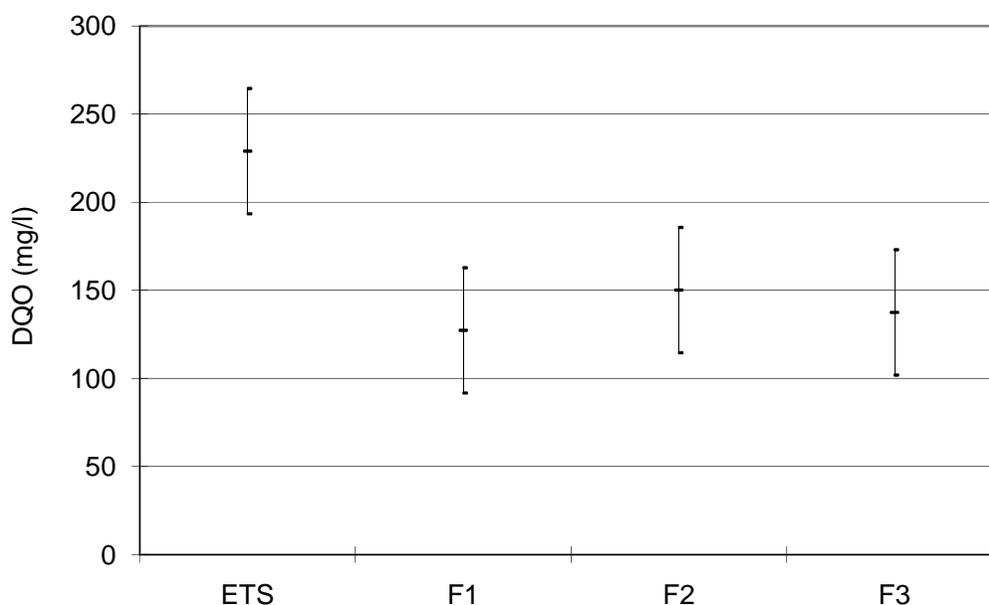


Figura 39: ANOVA dos dados de DQO nos pontos em estudo.

Quadro 20: Eficiência de remoção de DQO nos filtros.

F1	F2	F3
44,4%	34,4%	40,0%

Foi observado por Ávila (2005), que monitorou simultaneamente três sistemas semelhantes ao do presente estudo, que o filtro cuja remoção de DQO mais alta foi preenchido por brita resultando em 54,4%, o segundo com cubos de espuma de polipropileno com 52,5% e o menos eficiente foi de 41,4%, preenchido com anéis de plástico. Os dados obtidos apresentam comportamento semelhante, pois o filtro F2, cujo material é de plástico cortado em anéis, foi o menos eficiente, enquanto o F1 e F3, preenchidos com bucha vegetal e brita respectivamente, foram mais eficientes.

Percebe-se também que, o filtro F1 teve sua eficiência média na remoção de DQO maior o F3, sendo isto possivelmente explicado pelo fato de que a bucha vegetal, além de ser um material de elevada porosidade, é composto por matéria orgânica, favorecendo ainda mais a adesão e o crescimento do biofilme.

Contudo, mediante observação da Figura 39, não podemos afirmar que há diferença significativa de eficiência entre os filtros, apesar da variação nos valores de DQO destes.

4.2.5.3. Estudo Cinético

A constante cinética de reação de primeira ordem k referente à remoção de DQO foi calculada para cada um dos filtros e para o TDH real e aparente, chegando-se aos resultados que podem ser vistos nos Quadros 12 e 22.

Quadro 21: Constante cinética k real referente à remoção de DQO.

F1	F2	F3
0,67	0,54	1,19

Quadro 22: Constante cinética k aparente referente à remoção de DQO.

F1	F2	F3
0,58	0,42	0,51

O ponto F3 apresenta o valor maior de k real, seguido do ponto F1 e o F2 por último.

Convém destacar que para o k aparente, o filtro F1, preenchido com a bucha vegetal, apresenta uma ligeira superioridade na eficiência de remoção de DQO.

4.2.6. Amônia

4.2.6.1. Comportamento temporal dos dados

Os dados de Amônia nos pontos de estudo encontram-se na Figura 40. Nota-se em todas as coletas que os valores são sempre muito próximos, indicando não haver diferença significativa na concentração deste parâmetro do efluente nos pontos de coleta. Isto é mais visível na Figura 41 onde os dados foram submetidos a um tratamento estatístico utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%.

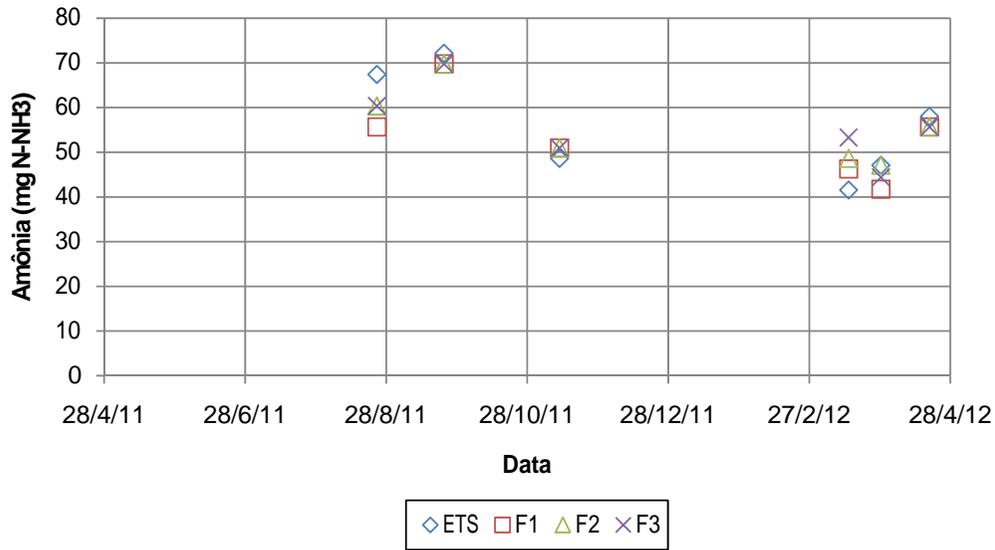


Figura 40: Comportamento temporal dos dados de Amônia.

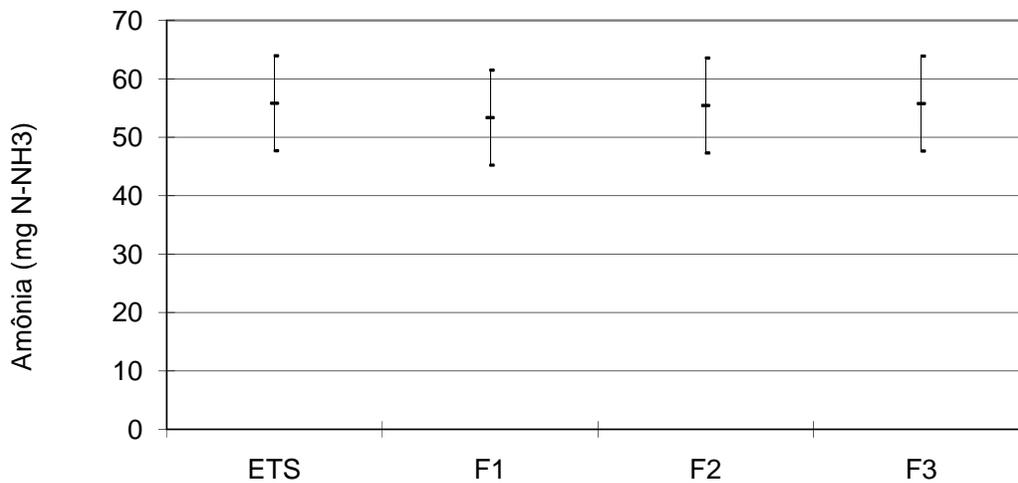


Figura 41: ANOVA dos dados de Amônia nos pontos em estudo.

4.2.7. Cor e Turbidez

4.2.7.1. Comportamento Temporal dos dados

Os dados de cor e turbidez nos pontos de estudo encontram-se nas Figuras 42 e 43 respectivamente. Nota-se apenas a partir da terceira coleta uma ligeira diminuição na cor do efluente após passagem pelos filtros e uma ligeira tendência de diminuição ao longo do tempo de observação.

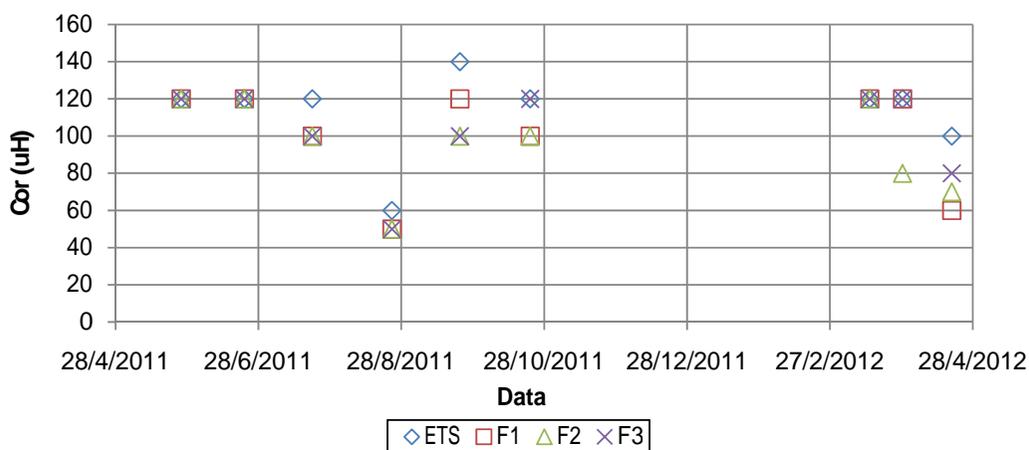


Figura 42: Dados de Cor do efluente nos pontos em estudo.

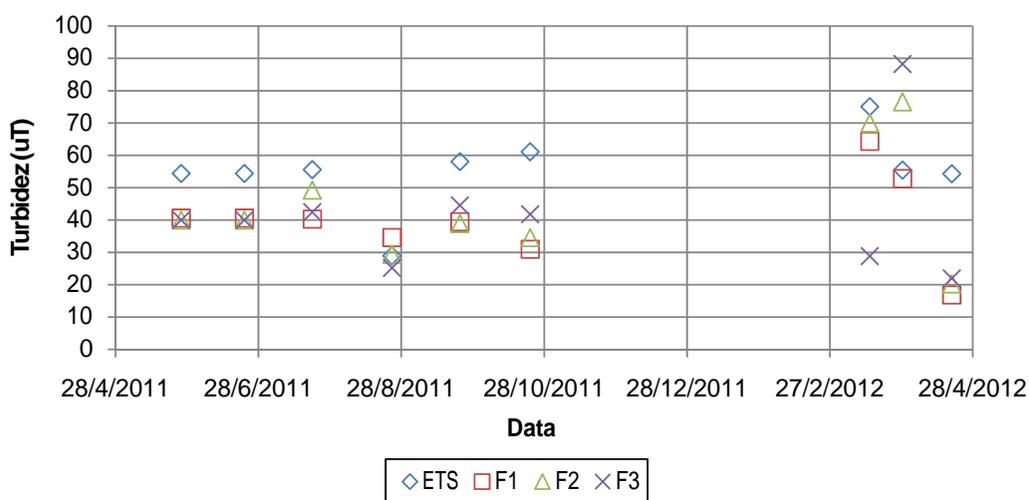


Figura 43: Dados de Turbidez do efluente nos pontos em estudo.

Percebe-se que desde o início do experimento a turbidez no efluente dos filtros é menor que no afluente. Isto só é diferente após o período em que não houve vazão. É possível detectar uma tendência de aumento no valor do ponto ETS, enquanto nos pontos F1, F2 e F3 a tendência é de diminuição.

Submetendo os dados de cor e turbidez a um tratamento estatístico utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%, obteve-se o resultado visto na Figura 44 e 45 respectivamente. É possível concluir que não há diferença significativa nos valores de Cor e Turbidez do efluente nos pontos estudados.

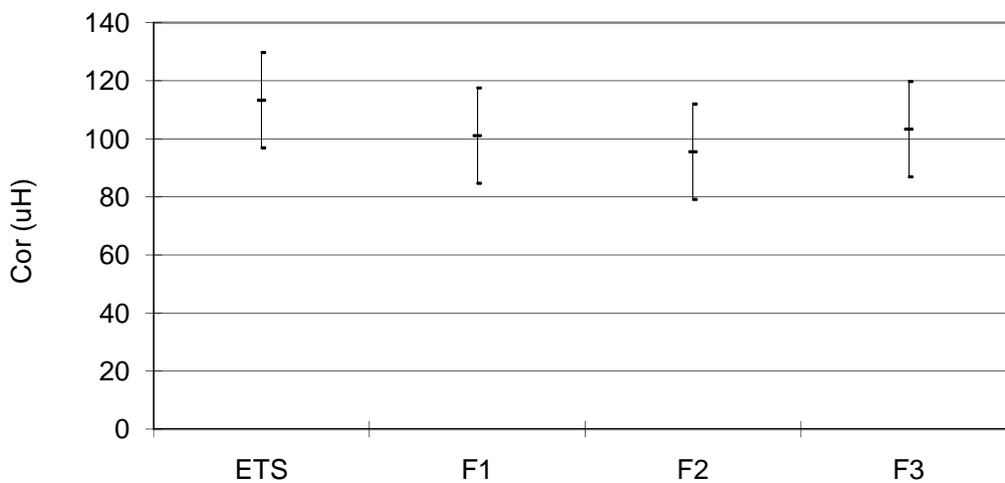


Figura 44: ANOVA dos dados de cor nos pontos em estudo.

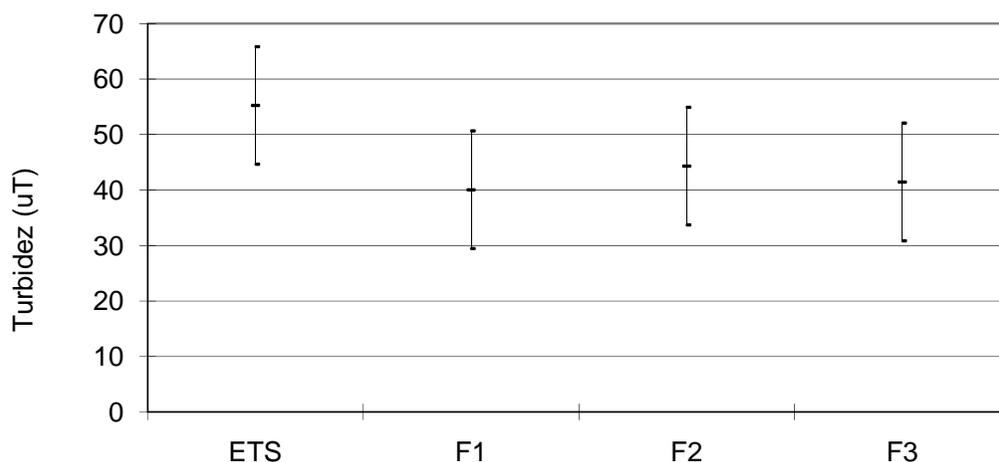


Figura 45: ANOVA dos dados de turbidez nos pontos em estudo.

Entretanto, com relação à turbidez, os valores nos pontos F1, F2 e F3, variam entre 40 e 44 uT, em média, enquanto no ETS este valor é de 52 uT em média. Este parâmetro reflete a parcela dos sólidos suspensos, a qual é removida de forma mais significativa pelos filtros.

4.2.7.2. Eficiência de remoção

Nos Quadros 23 e 24 podem ser vistos os percentuais de remoção de Cor e Turbidez, respectivamente, nos pontos F1, F2 e F3. Nota-se que ocorre uma pequena remoção de Cor e uma maior remoção de Turbidez nos filtros, apesar de não ser significativa, sendo ligeiramente maior no filtro F1, preenchido com a bucha vegetal.

Quadro 23: Eficiência de remoção de Cor nos filtros.

F1	F2	F3
10,8%	15,7%	8,8%

Quadro 24: Eficiência de remoção de Turbidez nos filtros.

F1	F2	F3
27,5%	19,8%	25,0%

A remoção da Turbidez, além de não ocorrer de forma significativa, é inferior ao obtido por Ávila (2005), cuja média dos filtros foi de 45,1%. Isto talvez se explique pelos picos de vazão que podem ocasionar desprendimento do biofilme e conseqüentemente queda da qualidade do tratamento.

4.2.7.3. Estudo Cinético

Apesar de não existir comprovação de que a remoção de Cor e Turbidez ocorram segundo uma equação diferencial de primeira ordem, para fins de comparação, foi calculada a constante cinética de reação de primeira ordem k para cada um dos filtros e para o TDH real e aparente, chegando-se aos resultados que podem ser vistos nos Quadros 25 a 28.

É possível verificar que as constantes cinéticas, real e aparente, da remoção de cor são ligeiramente maiores no ponto F2. Entretanto, isto não ocorre com a turbidez, uma vez que a constante real é maior no ponto F3 e a aparente no ponto F1.

Quadro 25: Constante cinética k real referente à remoção de Cor.

F1	F2	F3
0,13	0,22	0,21

Quadro 26: Constante cinética k aparente referente à remoção de Cor.

F1	F2	F3
0,11	0,17	0,09

Quadro 27: Constante cinética k real referente à remoção de Turbidez.

F1	F2	F3
0,37	0,38	0,67

Quadro 28: Constante cinética k aparente referente à remoção de Turbidez.

F1	F2	F3
0,32	0,22	0,28

4.3. Obstrução dos Filtros

Durante o período de estudo foi observado entupimento do filtro F3 nas datas constantes do Quadro 29, tendo sido efetuada a descarga de fundo esvaziando-se parcialmente para desobstrução do leito sem perda apreciável de biomassa. Isto provavelmente ocorreu devido à carga hidráulica insuficiente ou porque a brita utilizada era de granulometria inferior ao recomendado norma da ABNT. Nos filtros F1 e F2 não foi observado entupimento do leito durante o período de estudo.

Quadro 29: Datas de ocorrência de obstrução do Filtro F3.

25/10/2011	06/11/2011	21/11/2011	06/12/2011	15/12/2011
21/12/2011	07/03/2012	28/03/2012	02/04/2012	26/04/2012

4.4. Verificação da Integridade da Bucha Vegetal

Ao final do período de um ano foi feito o esvaziamento total dos filtros a fim de se poder observar o estado do leito de bucha vegetal e compará-lo com os outros dois materiais. Nas Figuras 46 a 48 podem-se ver os filtros antes de serem esvaziados e nas Figuras 49 a 51, após o esvaziamento.

Observa-se que, antes do esvaziamento, o leito de bucha vegetal estava comprimido pelo empuxo da água contra a tampa do filtro, permanecendo aproximadamente 40 cm abaixo do eixo do tubo de saída após a descarga de fundo. Este abatimento não aconteceu com os outros materiais de enchimento, os quais são mecanicamente inertes. Além disso, observando a Figura 49, percebe-se que algumas buchas estavam coladas à parede do filtro através do biofilme e após o esvaziamento elas se desprenderam arrancando-o.



Figura 46: Vista superior do filtro F1 após um ano de operação.



Figura 47: Vista superior do filtro F2 após um ano de operação.



Figura 48: Vista superior do filtro F3 após um ano de operação.



Figura 49: Vista superior do filtro F1 após esvaziamento.



Figura 50: Vista superior do filtro F2 após esvaziamento.



Figura 51: Vista superior do filtro F3 após esvaziamento.

Observa-se também que em sua maioria não houve degradação significativa do material do filtro F1, exceto alguns exemplares, provavelmente por ficarem ao mesmo tempo em contato com o ar e a água, conforme visto na Figura 52. Notou-se que os exemplares submersos ou ao ar livre não sofreram degradação significativa. Percebe-se mediante observação da Figura 53 a grande quantidade de lodo nos interstícios de algumas buchas mesmo após o esvaziamento, possibilitando tempos bastante elevados de residência celular.



Figura 52: Exemplar de bucha vegetal apresentando degradação.

Verifica-se na Figura 54 que a brita apresenta um biofilme bastante espesso, não ocorrendo o mesmo com o eletroduto. Notou-se que muitos exemplares do meio filtrante F1 possuíam pouco biofilme devido provavelmente ao desprendimento deste durante o esvaziamento, uma vez que o material é bastante vascularizado.



Figura 53: Exemplos de bucha vegetal que ficaram submerso (esquerda) e ao ar livre (direita).

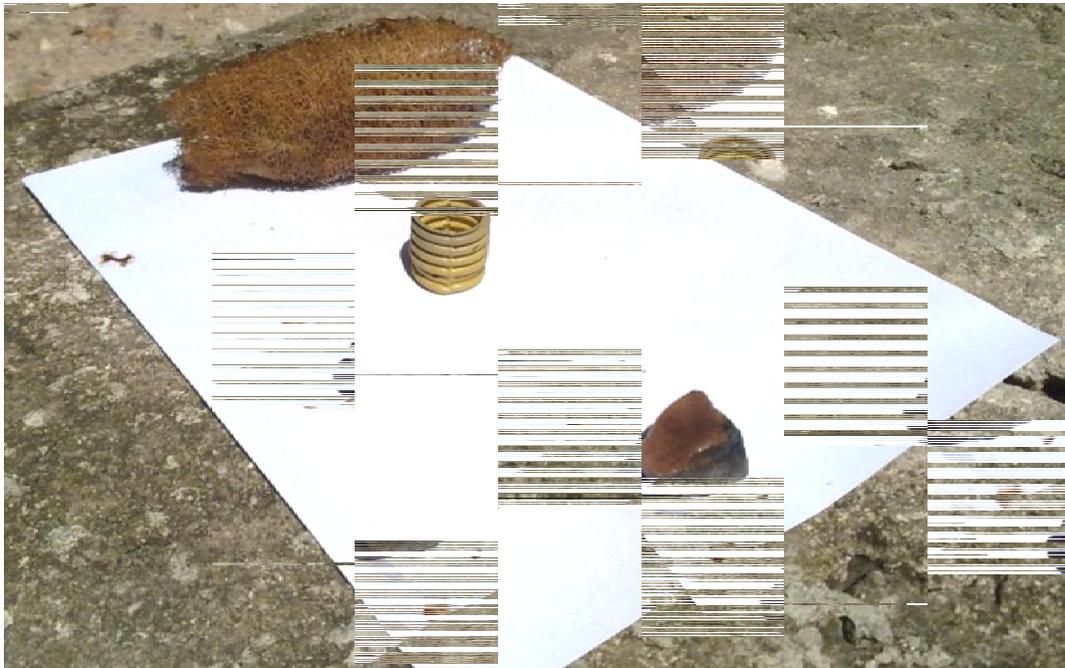


Figura 54: Exemplos do meio filtrante F1, F2 e F3 respectivamente de cima para baixo.