

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Jeaninna dos Santos Freitas

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SULFATO UTILIZANDO FILTROS
BIOLÓGICOS NÃO AERADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA**

VITÓRIA
2015

Jeaninna dos Santos Freitas

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SULFATO UTILIZANDO FILTROS
BIOLÓGICOS NÃO AERADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA

2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

F866r Freitas, Jeaninna dos Santos, 1981-
Remoção de matéria orgânica e sulfato utilizando filtros biológicos não aerados no tratamento de água cinza clara / Jeaninna dos Santos Freitas. – 2015.
98 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Águas cinzentas (Resíduos de águas domésticas). 2. Matéria orgânica. 3. Remoção. 4. Sulfatos. 5. Digestão anaeróbia. 6. Filtros biológicos. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

Jeaninna dos Santos Freitas

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SULFATO UTILIZANDO FILTROS
BIOLÓGICOS NÃO AERADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental na área de concentração Saneamento Ambiental.

Aprovada em 17 de Março de 2015.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – UFES

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Examinador Interno – UFES

Prof. Dra. Paula Loureiro Paulo
Examinador Externo –

Dedico esta dissertação ao meu filho João Victor, minha fonte de alegria, razão de viver. Aos meus pais, Maria Marlene e Jorge, pela vida e ao Luciano, por me suportar nos momentos difíceis.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

(Marthin Luther King)

AGRADECIMENTOS

Uma menção especial a minha grande amiga Tatiane, quem sempre me incentivou e me deu coragem para prosseguir.

Ao Prof. Dr. Ricardo Franci, pela disponibilidade para orientar este trabalho e pela oportunidade de crescimento profissional.

Ao Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini, pelo suporte acadêmico, pelos conselhos e valiosas sugestões.

Ao Eng^o Francisco José Vela, pela doação do material suporte utilizado nos filtros biológicos não aerados.

Ao meus colegas e amigos adquiridos durante o mestrado, especialmente, Andrielly, Juliana Santiago, Livia Prates, Luis Felipe Esteves, Mirella Gonçalves e Thamires Alvim, pelo companheirismo e momentos de alegria.

Aos colegas da equipe Núcleo Água – ETE, aos presentes e aos que já foram trilhar novos caminhos: Laila, Letícia, Guilherme, Solange, Lohane, Léa, Fernanda, Karolyna, Priscilla e Gabriel.

Ao Luiz Felipe Eler, pela grande ajuda e por dispor dos seus dias de descanso para me ajudar.

À técnica do laboratório do LABSAN, Elaine, pela ajuda e colaboração e por sanar diversas dúvidas sobre as análises físico-químicas.

À todos os colegas do LABSAN, especialmente Paulo Wagner e Paulo Rosa.

Às meninas da limpeza, Cosmiria e Márcia por deixarem os laboratórios sempre limpos.

Aos meus familiares, em especial ao meu Pai, por não me fazer desistir em nenhum momento.

Aos estagiários que passaram pela ETE durante a pesquisa: Coralie, Karinnie, Juliana, Mariana, Rafael, Nelson, Márcia e Sallis pela ajuda e dedicação na execução das análises.

Aos professores e colegas do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental com os quais aprendi muitas coisas.

À banca examinadora Paula Loureiro Paulo e Sérgio Túlio pelas contribuições para melhorar o trabalho.

À FINEP e a CAPES pelo apoio financeiro para execução desta pesquisa e pela concessão da bolsa de mestrado, respectivamente.

Aos que contribuíram em algum momento para a produção de água cinza.

À todos enfim, que puderam ajudar ativa ou passivamente com o trabalho, pois ninguém vence sozinho. A todos muitíssimo Obrigada!

RESUMO

O tratamento anaeróbio de águas cinza tem ganhado destaque nas pesquisas no Brasil. Isso se deve ao fato deste apresentar boa eficiência na remoção de matéria orgânica, além de ter um baixo custo de construção e operação quando comparado a outros sistemas. O sistema estudado trata água cinza de uma edificação localizada na UFES, utilizando-se de dois Filtros Biológicos não Aerados, de fluxo ascendente ligados em série, com vistas a investigar a eficiência de remoção de matéria orgânica e sulfato. Para o monitoramento, amostras foram coletadas, duas vezes por semana, do tanque de água cinza bruta e dos efluentes dos filtros. As análises estão baseadas nos procedimentos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. O efluente apresentou aspecto clarificado, demonstrando remoção de sólidos suspensos. Os resultados de DQO e $DBO_{5,20}$ apresentaram a mesma tendência, sendo as melhores eficiências de remoção observadas para o TDH de 1,09 h de operação durante a etapa 1. A baixa relação DQO/sulfato indica que os filtros biológicos não aerados operam sob condições sulfetogênicas, resultando na produção de sulfeto de hidrogênio, que pode estar na fase gasosa ou precipitado no lodo. Ao realizar o balanço de massa para DQO notou-se que o TDH possui influência significativa no balanço de DQO. Já em relação ao balanço de massa do enxofre, a maior parte deste, saiu com o efluente. A visualização microscópica demonstrou certa diversidade no sistema biológico, indicando estabilidade no tratamento e, o emprego do método de microplacas de 96 poços evidenciou a presença dos microrganismos redutores de sulfato em amostras da água cinza bruta, no lodo e nos efluentes dos filtros não aerados.

Palavras-chave: Filtros Biológicos não Aerados. Água Cinza. Remoção. Matéria Orgânica. Sulfato.

ABSTRACT

The anaerobic treatment of greywater has gained prominence in research in Brazil. This is because of its good efficiency in the removal of organic matter, and has a low cost of construction and operation as compared to other systems. The studied system treats the greywater of a building located in the UFES University, using two Biological Anaerobic Filters (FBNA), up flow connected in series, in order to investigate the removal efficiency of organic matter and sulfate. For monitoring, samples were collected twice a week, from greywater tank and effluent filters. The analyses were based on Standard Methods for the Examination of the procedures of Water and Wastewater. The effluent presented a clarified aspect, demonstrating removal of suspended solids. The results of COD and BOD_{5,20} showed the same trend, with the best efficiency observed with HRT operation of 1.09 h during step 1. The low COD/sulfate ratio indicates that biological anaerobic filters operated with sulfidogenic conditions, resulting in production of hydrogen sulfide, which can be found in the gas phase or precipitate in the sludge. Upon mass balance for COD, it was noted that the HRT has significant influence on the balance of COD. In relation to the sulfur mass balance, most of this element came out with the effluent. Microscopic visualization showed some diversity in the biological system, indicating stability of the treatment and, the use of a 96-well microplate method showed the presence of microorganisms sulfate reducers in samples of greywater, sludge and effluent of biological anaerobic filters.

Keywords: Biological Anaerobic Filters. Greywater. Removal. Organic Matter. Sulfate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processos envolvidos na formação de biofilmes.....	30
Figura 2 – Rota para redução desassimilativa do sulfato.....	35
Figura 3 – Representação esquemática do ciclo do enxofre microbiana	36
Figura 4 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso, em função do pH, para a temperatura de 25°C.....	37
Figura 5 – Esquema do tanque, reservatório e filtros biológicos não aerados.....	38
Figura 6 – Detalhes dos filtros biológicos não aerados 1 e 2	39
Figura 7 – Detalhes do meio suporte utilizado.....	40
Figura 8 – Esquema do FBNA com os principais pontos de amostragem e análises	42
Figura 9 – (a) Solução redutora recebendo purga de nitrogênio; (b) fechamento do frasco de penicilina com lacre de alumínio; (c) esterilização do meio de cultura e solução redutora em autoclave	44
Figura 10 – (a) Frascos para diluições das amostras e (b) sucção da amostra com pipetador multicanal para adição na microplaca.....	45
Figura 11 – (a) Inserção da amostra na microplaca e (b) acondicionamento das microplacas nos potes de anaerobiose	45
Figura 12 – Microplaca sem crescimento de MRS e com crescimento de MRS, respectivamente.....	46
Figura 13 – Microscópio óptico	47
Figura 14 – Gráfico <i>Box plot</i> da concentração de sólidos suspensos totais para as etapas 1 e 2	51
Figura 15 – Micrografia óptica de flocos do lodo do FBNA1 mostrando bactérias filamentosas durante o TDH de 1,09 h (aumento de 10x).....	52
Figura 16 – Série histórica das concentrações de DQO durante as etapas 1 e 2.....	53
Figura 17 – Gráfico <i>boxplot</i> para a DQO na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2.....	54
Figura 18 – Série histórica das concentrações de DBO _{5,20}	55
Figura 19 – Gráfico <i>boxplot</i> para a DBO _{5,20} medida na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2	56
Figura 20 – Gráfico <i>Box plot</i> da concentração de sulfato para as etapas 1 e 2	57
Figura 21 – Série histórica das concentrações de sulfato	59
Figura 22 – Série histórica das concentrações de sulfeto	60
Figura 23 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso para o FBNA1 nas etapas 1 e 2	61
Figura 24 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso para o FBNA2 nas etapas 1 e 2	62
Figura 25 – Correlação entre o sulfeto produzido e o sulfato reduzido nos FBNA1 e 2, respectivamente.....	63
Figura 26 – Série histórica de alcalinidade total na água cinza bruta e nos efluentes dos filtros nas etapas 1 e 2.....	65
Figura 27 – Séries históricas do pH da água cinza bruta e dos efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2.....	66
Figura 28 – Série histórica para as concentrações de turbidez para água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2	66

Figura 29 – Gráfico <i>boxplot</i> para a temperatura medida na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2	67
Figura 30 – Valor médio encontrado para a biomassa de MRS nas diferentes alturas dos FBNA1 e 2	68
Figura 31 – Balanço de massa em termos de DQO para o FBNA1	73
Figura 32 – Balanço de massa em termos de DQO para o FBNA2	73
Figura 33 – Balanço de massa em termos de enxofre para o FBNA1	76
Figura 34 – Balanço de massa em termos de enxofre no FBNA2	77
Figura 35 – Amostras de sólidos totais do filtro 1 e 2, respectivamente.....	79
Figura 36 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário ciliado livre natante (<i>Aspidisca sp</i>) (aumento de 40x)	80
Figura 37 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário ciliado sésil pedunculado (<i>Vorticella sp</i>) (aumento de 40x).....	81
Figura 38 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário do gênero das amebas com tecas (<i>Arcella sp</i>) (aumento de 40x).....	81
Figura 39 – Micrografia óptica mostrando um cisto de protozoário ao centro.....	82
Figura 40– Micrografia óptica mostrando um nematoide (aumento de 40x)	83
Figura 41 – Micrografia óptica mostrando um tardígrado, mais conhecido como urso d’água (aumento de 40x)	83
Figura 42 – Micrografia óptica mostrando um anelídeo, <i>Aleosoma sp.</i> (aumento de 40x)	83
Figura 43 – Micrografia óptica mostrando um fungo filamentoso (aumento de 40x)	84
Figura 44– Micrografia óptica mostrando uma cianobactéria (aumento de 40x)	84

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – PARÂMETROS DE OPERAÇÃO DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS.....	41
TABELA 2 – FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS DURANTE AS FASES EXPERIMENTAIS.....	43
TABELA 3 – COMPOSIÇÃO DO MEIO DE CULTIVO.....	43
TABELA 4 – NMP. mL ⁻¹ USANDO 16 POÇOS POR DILUIÇÃO	46
TABELA 5 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS DO MEIO SUPORTE.....	49
TABELA 6 – DADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA CINZA BRUTA.....	50
TABELA 7 – VALORES DAS MÉDIAS DE DQO, DBO _{5,20} E SST ENCONTRADOS NA ÁGUA CINZA BRUTA E NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS 1 E 2.....	53
TABELA 8 – VALORES DAS MÉDIAS DE SO ₄ ²⁻ , S ²⁻ E DA RELAÇÃO DQO: SO ₄ ²⁻ ENCONTRADOS NA ÁGUA CINZA BRUTA E NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS 1 E 2.....	58
TABELA 9 – VALORES DAS MÉDIAS DE SO ₄ ²⁻ , S ²⁻ E DA PRODUÇÃO TEÓRICA DE SULFETO PRODUZIDO DEVIDO A SULFATO REDUÇÃO DURANTE AS ETAPAS 1 E 2	63
TABELA 10 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS DURANTE A ETAPA 1 E 2 DA FASE EXPERIMENTAL PARA A ÁGUA CINZA BRUTA	64
TABELA 11 – PORCENTAGEM DA DQO CONSUMIDA NO PROCESSO ANAERÓBIO PELOS MRS E AM DURANTE AS ETAPAS 1 E 2	70
TABELA 12 – BALANÇO DE MASSA EM TERMOS DE ENXOFRE DURANTE AS ETAPAS 1 E 2 PARA O FBNA1.....	75
TABELA 13 – BALANÇO DE MASSA EM TERMOS DE ENXOFRE DURANTE AS ETAPAS 1 E 2 PARA O FBNA2.....	76
TABELA 14 – MÉTODOS ANALÍTICOS EMPREGADOS NESTA PESQUISA.....	97

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
μL	Microlitro
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AM	Arquea metanogênica
AME	Atividade metanogênica específica
AMP	Adenosina monofosfato
APHA	American Public Health Association
atm	Atmosfera
ATP	Adenosina trifosfato
BAP	Bactérias acidogênicas produtoras de ácido propiônico
BRS	Bactérias redutoras de sulfato
BSA	Bactérias sintróficas acetogênicas
CH ₂ S	Concentração de sulfeto de hidrogênio dissolvido
CH ₃ COO ⁻	Acetato
CH ₄	Metano
CHS	Concentração de sulfeto na forma HS ⁻
CHV	Carga hidráulica volumétrica
Cl ⁻	Íon cloreto
cm	Centímetro
cm ²	Centímetro quadrado
CO ₂	Gás carbônico
CO ₃ ⁻	Íon carbonato
CT	Coliforme Termotolerante
CV	Coefficiente de variação
d	Dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>

EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
ETAC	Estação de Tratamento de Água Cinza
FBNA	Filtro biológico não aerado
FeSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato ferroso hepta hidratado
FT	Filtro terciário
g.L ⁻¹	Gramas por litro
h	Hora
H ⁺	Íon de hidrogênio
H ₂	Hidrogênio
H ₂ O	Água
H ₂ S	Gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio
HCl	Ácido clorídrico
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
HS ⁻	Íon sulfeto
IVL	Índice volumétrico do lodo
KH ₂ PO ₄	Fosfato monobásico de potássio
Ks	Constante de solubilidade
L	Litro
LABSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
MgSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de magnésio hepta hidratado
mL	Mililitro
mm	Milímetro
MRS	Microrganismos redutores de sulfato
n	Número de amostras
Na ₂ SO ₄	Sulfato de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NBR	Norma Brasileira
NH ₃	Amônia

NH ₄ Cl	Cloreto de amônio
NMP	Número mais provável
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
OH ⁻	Hidróxido
P	Fosfato inorgânico
pH	Potencial hidrogeniônico
pKa	Constante de equilíbrio
PP	Pirofosfato
Q	Vazão
RAC	Reator anaeróbio compartimentado
S ²⁻	Sulfeto
S ₂ O ₃ ²⁻	Tiosulfato
S ₂ O ₄ ²⁻	Ditionito
S ₂ O ₅ ²⁻	Metabissulfito
S ₃ O ₆ ²⁻	Tritionato
SO ₃ ²⁻	Sulfito
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SST	Sólidos Suspensos Totais
STD	Sulfetos totais dissolvidos
T	Temperatura
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UT	Unidade de Turbidez
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA CINZA CLARA.....	22
3.2	TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PROCESSO ANAERÓBIO	24
3.3	O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	26
3.4	FILTRO ANAERÓBIO	26
3.4.1	Microrganismos presentes em filtros anaeróbios.....	28
3.5	BIOFILMES	28
3.5.1	Formação de biofilmes	29
3.5.2	Fatores que influenciam a formação de biofilmes	31
3.6	MICRORGANISMOS REDUTORES DE SULFATO	32
4	METODOLOGIA	38
4.1	CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	38
4.2	TESTES PARA A DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS.....	41
4.3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA.....	42
4.4	ANÁLISE DE MICRORGANISMOS REDUTORES DE SULFATO	43
4.5	MICROBIOLOGIA DO LODO.....	47
4.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	47
4.7	BALANÇO DE MASSA.....	47
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1	ÍNDICE DE VAZIOS	49
5.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA.....	49
5.3	REMOÇÃO DE SST	50
5.4	REMOÇÃO DE DQO	52
5.5	REMOÇÃO DE DBO _{5,20}	55
5.6	COMPORTAMENTO DOS COMPOSTOS DE ENXOFRE (SULFATO E SULFETO).....	56
5.7	VARIAÇÃO DE OUTROS COMPOSTOS QUÍMICOS: ALCALINIDADE, pH, TURBIDEZ, CONDUTIVIDADE, CLORETOS E TEMPERATURA	64
5.8	MRS	68
5.9	CÁLCULO DA DQO UTILIZADA PELA SULFETOGÊNESE.....	69
5.10	AVALIAÇÃO DO BALANÇO DE MASSA.....	71
5.10.1	Balanço de massa em termos de DQO	71
5.10.2	Balanço de massa em termos de enxofre	74
5.11	COLIFORMES TERMOTOLERANTES E <i>Escherichia coli</i>	77
5.12	CARACTERÍSTICAS DO LODO	79
5.12.1	Microbiologia do lodo	80
6	CONCLUSÕES	85
7	RECOMENDAÇÕES	87
8	REFERÊNCIAS	88
ANEXO	97

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, embora tenha ocorrido um recrudescimento da rede de água para abastecimento da população, a acelerada degradação dos mananciais e a má conservação dos recursos hídricos, tem agravado o abastecimento urbano de água potável. Além do mais o crescimento populacional avançado e desordenado, não só aumenta a demanda de água pelo consumo individual, mas indiretamente pela expansão das atividades agrícolas e industriais (CHIN et al., 2009).

Sendo assim, é necessário buscar novas alternativas para o reaproveitamento da água, além de refletir como é o nosso padrão de vida e consumo, o que espelha diretamente na nossa relação com a natureza e especialmente com a água, um bem necessário à vida de todos, e que se agrava a cada dia.

Desta forma, cada vez mais se ouve falar em uso responsável/sustentável da água, e uma das formas desse uso é o reúso de águas, como por exemplo, águas cinza e águas de chuva.

As águas cinza, assim como as águas azuis (água pluviais), têm ganhado destaque na construção de vários novos empreendimentos, e os seus usos dependem da quantidade e da qualidade da água disponível. Neste sentido a utilização das águas de chuva e o reúso de águas cinza colaboram para o uso sustentável dos recursos hídricos, minimizando os impactos ambientais (poluição das águas) e maior disponibilidade de água potável para fins mais nobres.

Com vistas ao aprimoramento desse uso sustentável, o tratamento anaeróbio de águas cinza tem ganhado destaque nas pesquisas no Brasil, principalmente pelo uso de unidades compactas com alta eficiência de remoção de compostos orgânicos.

A água cinza é o efluente doméstico proveniente de lavatórios, banheiras, chuveiros, tanques e eletrodomésticos, como máquinas de lavar roupa. A água oriunda de “pia da cozinha ou máquina de lavar louça geralmente não é recolhido para o uso, pois tem altos níveis de contaminação por detergentes, gorduras e restos de comida” (BREWER, BROWN e STANFIELD, 2001) e, com isso dificultam e encarecem o tratamento.

De acordo com Hernández-Leal et al., 2011, a água cinza tem baixa poluição comparada a água negra e representa cerca de 75 a 90% do esgoto produzido pelas famílias. Por isso, a água cinza tem um grande potencial para o reúso não potável. Além disso, a quantidade de água cinza gerada em uma residência é influenciada por fatores como quantidade de habitantes, faixa etária dos ocupantes, características do estilo de vida, padrões de uso da água, custo da água e clima (NSW HEALTH, 2000; WHO, 2006).

As organizações públicas e privadas em todo o mundo reconhecem a importância das águas cinza como uma fonte alternativa para as atividades que não necessitam de água potável, o que tem contribuído para aumentar a sua reutilização (COUTO et al., 2014).

Ao substituir o uso de água potável por águas de reúso, reduz-se o uso de água potável nas edificações o que desencadeia vários outros benefícios como a preservação de recursos naturais.

As edificações com sistema de reúso de água cinza devem ser projetadas de forma independente, para que não ocorra contato entre a água potável e a de reúso. A água de reúso pode ser destinada para abastecimento das bacias sanitárias, assim como rega de jardins, lavagem de calçadas, pisos, garagens e veículos, dentre outros.

A partir de 2007, algumas construtoras do município de Vitória- ES começaram a desenvolver projetos hidrossanitários para a implantação de um sistema de reúso de águas cinza. Estes projetos geralmente contemplam estações compactas, e sendo uma das etapas o uso de reatores anaeróbios, pois estes possuem boa eficiência de remoção de matéria orgânica e fácil adaptação às diferentes condições de operação (COUTO et al., 2014).

Em face ao exposto, objetiva-se com este trabalho de pesquisa avaliar o tratamento anaeróbio de efluentes de água cinza, utilizando-se de dois Filtros Biológicos não Aerados (FBNA), de fluxo ascendente ligados em série, com vistas a investigar a eficiência de remoção de matéria orgânica e sulfato, devido ao baixo custo de construção e operação.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de filtros biológicos não aerados na remoção de matéria orgânica e sulfato de águas cinza.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Estudar as variações temporais de qualidade de águas cinza, especialmente no que se refere às relações DQO/SO₄;
- ✓ Estudar o desempenho de dois filtros biológicos não aerados funcionando sob diferentes condições de carga hidráulica e orgânica quanto a remoção de DQO, DBO_{5,20} e sulfato de águas cinza;
- ✓ Realizar o balanço de massa em termos de DQO e enxofre;
- ✓ Averiguar a presença de microrganismos redutores de sulfato nas diferentes alturas dos filtros;
- ✓ Identificar os principais microrganismos presentes nos filtros e no lodo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA CINZA CLARA

A água cinza clara é definida como as águas residuárias provenientes de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupa, excluindo-se efluentes de bacias sanitárias (ERIKSSON et al., 2002; FRIEDLER e HADARI, 2006). Desta forma, a água cinza constitui a maior parte da água residuária gerada nas residências (50-80%) (HOCAOGLU et al., 2013).

De acordo com Li et al., (2009), a quantidade e a qualidade de águas cinza podem variar conforme a localidade, nível de ocupação, do tipo de residência, faixa etária, estilo de vida, classe social, cultura, costumes, instalações prediais e abundância de água. Eriksson et al. (2002) ainda sugerem que a qualidade da água de abastecimento e o tipo de rede de distribuição também contribuem para as características da água cinza, podendo alterar também, de acordo com os produtos químicos utilizados na limpeza.

A água cinza apresenta carga orgânica comparável à de um esgoto municipal de baixa a média carga, com características similares ao esgoto tratado a nível terciário, no que diz respeito à biodegradabilidade e poluição física (JEFFERSON et al., 2004). Deste modo, a água cinza após o tratamento adequado, tem um grande potencial para reuso como fonte de água não potável, como recarga de aquíferos, irrigação, descarga do banheiro, água de lavagem etc (HERNÁNDEZ-LEAL et al., 2011).

Os estudos realizados no Brasil e no exterior indicam que as águas cinza contêm elevados teores de matéria orgânica, de sulfatos, além de turbidez e de moderada contaminação fecal, além de sólidos suspensos. Winward et al. (2008) comentam que os sólidos suspensos na água cinza são originados de resíduos corporais e produtos de higiene e, geralmente, são de composição orgânica. Também contribuem para os sólidos em suspensão as fibras orgânicas e sintéticas dos tecidos, fios de cabelo, areia, poeiras, dentre outros.

A água cinza tem uma certa quantidade de contaminantes químicos, que podem ser inorgânicos e orgânicos, que são resultantes dos produtos utilizados para limpeza da casa e higiene pessoal, tais como os detergentes, sabões, sabonetes, saponáceos, água sanitária, cloro, amaciante de roupas, shampoos, condicionadores, creme dental ou pasta dental.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), os contaminantes inorgânicos são provenientes de compostos não metálicos, metais e gases ionizáveis dissolvidos.

Quanto a variável pH, ela é influenciada pelo pH da água de abastecimento fornecido à residência. O pH geralmente é neutro, assim como o dos esgotos sanitários. No entanto, alguns produtos químicos, como sabão em pó e amaciante, podem contribuir para que os valores de pH sejam maiores.

A água cinza ainda apresenta óleos, gorduras e graxas, neste caso, como se trata de água cinza clara (não tem contribuição da água dos alimentos processados na cozinha), estes resíduos estão presentes no corpo e nas roupas, oriundos da transpiração.

A água cinza clara é desprovida de nitrogênio, visto que a principal fonte de nitrogênio na água cinza são os alimentos advindos da cozinha. Outro fator importante é a ausência de urina e outros compostos.

Já as principais fontes de fósforo são os sabões e detergentes que possuem compostos fosforados, o que explica as maiores concentrações de fósforo total na água cinza proveniente da lavagem de roupas.

A água cinza também contém microrganismos assim como são encontrados nos esgotos, como algas, fungos, vírus, protozoários e bactérias. Estes possuem papel fundamental nos processos de tratamento de esgotos, pois além de estabilizar a matéria orgânica, a população microbiana desempenha o papel de aglomerador, que se dá devido à interação da excreção de EPS e das camadas que revestem a membrana externa da célula (glicocálix das células gram-negativas e peptidoglicanos das células gram-positivas) que auxilia no processo de adesão celular (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). Os microrganismos patogênicos podem advir da limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas ou do próprio banho.

A presença de compostos de enxofre na água cinza, advêm principalmente dos sabões, detergentes e da própria decomposição da matéria orgânica. Sendo que a redução dos íons sulfato a sulfeto é um dos maiores problemas para o tratamento anaeróbio, visto que este é tóxico aos microrganismos produtores de metano, microrganismos acetogênicos e redutores de sulfato (GALAVOTI, 2003).

Gonçalves e colaboradores (2006) observaram que alguns tipos de água cinza são mais biodegradáveis que o esgoto sanitário médio. Tais características podem provocar rápida depleção do oxigênio dissolvido, culminando numa condição de anaerobiose, com geração de odores desagradáveis.

3.2 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PROCESSO ANAERÓBIO

O tratamento de efluentes, principalmente, os industriais e municipais, utilizando processo anaeróbio começaram a ter aceitação devida a constatação de que uma parte considerável do material orgânico pode ser removido (cerca de 70%) (CHERNICHARO, 1997).

No entanto, sua aplicação é mais indicada em países de clima tropical ou subtropical, e várias características são favoráveis para a implantação destes sistemas como a baixa produção de sólidos, baixo custo e simplicidade operacional.

De acordo com Glória (2009), nos processos biológicos anaeróbios utilizados para o tratamento de esgotos, ocorrem reações bioquímicas que promovem a conversão da matéria orgânica do esgoto bruto, removendo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água residuária em questão, resultando também na formação de subprodutos gasosos como metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). O metano produzido, inclusive, constitui combustível e pode ser utilizado como fonte de energia. Ainda no processo anaeróbio acontece, além da estabilização da matéria orgânica, a conversão de compostos inorgânicos como a amônia.

O processo de digestão é desenvolvido por uma sequência de ações realizadas por uma gama de bactérias, no qual se podem distinguir quatro fases subsequentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (van HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Neste processo, verifica-se que a maior parte do material biodegradável presente no despejo é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa (cerca de 5 a 15%), vindo a se constituir o lodo excedente do sistema (CHERNICHARO, 1997). Já nos sistemas aeróbios, 40 e 50% da matéria orgânica é convertida em CO₂ e cerca de 50 a 60% incorpora-se como biomassa, constituindo lodo. O restante deixa o reator sem sofrer degradação.

Diversos pesquisadores, como von Sperling (1996), Chernicharo (1997) e Campos (1999), descreveram algumas das vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios, dentre as vantagens pode-se citar:

- ✓ Baixo consumo de energia;
- ✓ Baixa demanda de área;
- ✓ Baixo custo de implantação;
- ✓ Baixa produção de sólidos;
- ✓ Possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível;
- ✓ Possibilidade de preservação da biomassa, mesmo após períodos longos de interrupção;
- ✓ Tolerância a elevadas cargas orgânicas;
- ✓ Baixo consumo de nutrientes.

No que se refere às desvantagens, pode-se citar:

- ✓ Longo período de partida do sistema, se não há disponibilidade de inóculo adequado;
- ✓ Sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas);
- ✓ Bioquímica e microbiologia complexas;
- ✓ Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;

- ✓ Usualmente é necessário pós-tratamento;
- ✓ Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória.

Existem diferentes tipos de processos anaeróbios para o tratamento de águas residuárias, tais como, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), filtros anaeróbios, reatores de leito fluidizado, tanque séptico, dentre outros. Para Lettinga (2006) sistemas de tratamento baseados na rota natural de mineralização biológica, com o tempo, irão se impor como soluções de desenvolvimento sustentável, na medida em que essa tecnologia aponta no sentido da autossuficiência e economia de recursos.

Embora seu emprego não seja comum no tratamento de água cinza, as principais tecnologias baseadas no tratamento anaeróbio utilizadas são: reator anaeróbio compartimentado (RAC), filtros anaeróbios, tanques sépticos e reator tipo UASB (HERNÁNDEZ-LEAL et al., 2011).

Ainda esses mesmos autores, afirmam que o uso de um sistema anaeróbio é um alternativa interessante devido ao custo reduzido e a baixa concentração de nutrientes poderiam limitar a eficiência de sistemas aeróbios.

3.3 O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A decomposição da matéria orgânica, é um processo que pode ocorrer naturalmente, sob condições anaeróbias, e baseia-se na interação entre diversos microrganismos de diferentes níveis tróficos que fazem a conversão biológica da matéria orgânica complexa em substratos mais simples. Nesta interação, os substratos utilizados por um grupo de microrganismos pode ter sido gerado por outro grupo.

Deste modo, percebe-se que as reações do processo anaeróbio ocorrem de forma sequencial, seguindo diversas etapas, e que o estabelecimento de um equilíbrio ecológico entre os tipos e espécies de microrganismos anaeróbios é de grande importância para a

eficiência do tratamento (CHERNICHARO, 1997). Dentre os compostos convertidos em produtos mais simples, tem-se o metano (CH_4), o qual foi descoberto em 1776 pelo italiano Alessandro Volta, a partir das observações das bolhas resultantes da decomposição de restos vegetais presentes em áreas alagadas, passando a ser denominado inicialmente de gás dos pântanos (CHONG e CHONG, 2008).

O processo de degradação anaeróbia pode ser subdividida em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese. Caso a água residuária contenha compostos de enxofre, ocorrem interações competitivas entre bactérias redutoras de sulfato (BRS), bactérias acidogênicas produtoras de ácido propiônico (BAP), bactérias sintróficas acetogênicas (BSA) e arqueas metanogênicas (AM) (HARADA et al., 1994).

Na hidrólise, bactérias fermentativas hidrolíticas convertem o material orgânico particulado complexo como proteínas, carboidratos e lipídios, em compostos dissolvidos mais simples, como aminoácidos, pequenos sacarídeos, ácidos graxos e álcoois, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias. Fatores como temperatura, pH, tamanho das partículas, tempo de residência e composição do substrato, podem interferir na hidrólise.

Após a hidrólise ocorre a fase acidogênica, onde os produtos solúveis provenientes da hidrólise são metabolizados no interior das células e geram-se compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis, álcoois, acetato, propionato, butirato, ácidos lácticos, gás carbônico, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e amônio.

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as arqueas metanogênicas (CHERNICHARO, 1997). Os compostos gerados nesta fase são ácidos graxos voláteis, principalmente o ácido acético. Com os ácidos produzidos ocorre redução do pH do meio, o que pode favorecer o aparecimento de maus odores, devido a liberação de gás sulfídrico (H_2S), amônia (NH_3), dentre outros gases.

Na quarta fase, chamada metanogênica, ocorre a maior parte da degradação dos compostos orgânicos simples (ácidos orgânicos e hidrogênio) formados na fase acetogênica pelos microrganismos estritamente anaeróbios, pertencentes ao domínio Archae. São divididas em

dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol (acetoclásticas) e outro que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas) (CHERNICHARO, 1997).

Os microrganismos metanogênicos são sensíveis aos valores de pH. Valores baixos podem significar uma concentração elevada de ácidos graxos voláteis e, portanto, uma inibição da metanogênese. Valores acima de 8,0 podem favorecer a formação de amônia, que pode ser tóxica aos microrganismos, em concentrações acima de 150 mg de $\text{NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (METCALF e EDDY, 2003; CHERNICHARO, 1997).

Além dessas fases, se o meio em digestão contiver sulfato pode ocorrer a sulfetogênese, que acarreta sérios problemas no tratamento de certos efluentes. O H_2S é um composto inibidor da metanogênese que pode diminuir a atividade dos microrganismos responsáveis por esta etapa. Estudos mostram que os microrganismos redutores de sulfato apresentam mais afinidade com o acetato ($K_s = 9,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) do que as metanogênicas ($K_s = 32,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Isto significa que as bactérias redutoras de sulfato podem competir com as metanogênicas por substratos como o acetato (VILELA, 2012).

Como na água cinza há componentes de enxofre, devido ao uso de sabões e detergentes, com a presença de íons sulfato (SO_4^{2-}), ocorre a proliferação dos microrganismos redutores de sulfato (MRS). Estes, por sua vez, competem com microrganismos metanogênicos e microrganismos homoacetogênicos por substratos comuns tais como hidrogênio, acetato, etanol e metanol (SARTI et al., 2008). Com isso, a presença de sulfato resulta em inibição da síntese de CH_4 a partir de CO_2/H_2 e acetato (VICH, 2010), provocando uma alteração das rotas metabólicas no digestor anaeróbio (CHERNICHARO, 1997).

3.4 FILTRO ANAERÓBIO

O filtro anaeróbio é uma “unidade destinada ao tratamento de esgoto, mediante afogamento do meio biológico filtrante” (ABNT, 1993). Geralmente é preenchido com meio

suporte, local em que ocorre o desenvolvimento e a fixação dos microrganismos, o que pode acelerar o processo de digestão da matéria orgânica e podem ter fluxo ascendente, horizontal ou descendente.

O modelo de filtro anaeróbio recomendado pela NBR 7229/93 apresentou vários problemas operacionais, principalmente devido à dificuldade de remoção do excesso de lodo acumulado na câmara inferior de entrada. Entretanto, teve o mérito de difundir a alternativa de tratamento e provocar vários estudos e discussões as quais iniciaram a evolução tecnológica do processo (BUSATO, 2004).

Com relação ao tratamento anaeróbio de águas cinza, Chanakya e Khuntia, 2013, comentam que este tratamento é eficaz e que atende aos critérios de custo, simplicidade, ainda, reduz a pegada ecológica. Ainda este tratamento pode converter mais de 95% da DBO em CO₂ e CH₄ (biogás) e em pouquíssimos subprodutos indesejáveis.

3.4.1 Microrganismos presentes em filtros anaeróbios

Como geralmente os filtros anaeróbios são preenchidos com material suporte (material inerte: pedras, areia, solo ou artificial: polímeros sintéticos ou naturais) muitas das bactérias presentes nos flocos biológicos se aderem as superfícies do meio suporte, formando um filme biológico, denominado biofilme, enquanto que, nos espaços vazios, os microrganismos crescem dispersos (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Vazoller (2000) citado por Moraes (2005), a composição da água residuária pode selecionar os grupos microbianos nos processos de tratamento. Nos reatores anaeróbios são selecionados microrganismos capazes de crescer por meio do metabolismo fermentativo ou pela respiração anaeróbia, que atuam conjuntamente, formando uma cadeia alimentar com interações nutricionais facultativas e obrigatórias.

Além das bactérias, pode-se encontrar nos flocos biológicos os protozoários ciliados de vida livre, os ciliados pedunculados, algas, os metazoários como os rotíferos, nematoides e

anelídeos, além de cianobactérias e fungos. Estes microrganismos consomem a matéria orgânica, logo, são essenciais para a clarificação do efluente.

3.5 BIOFILMES

Várias definições podem ser usadas para definir biofilmes, mas, no geral, estes são definidos como uma comunidade de microrganismos imobilizados conjuntamente numa matriz polimérica extracelulares de origem microbiana, de aspecto gelatinoso, aderida a uma superfície sólida, quase sempre imersa em meio líquido e que é, essencialmente, constituída por um aglomerado de células microbianas, por água e pelos seus produtos de excreção (substâncias poliméricas extracelulares - EPS) (MACHADO, 2005).

A estrutura interna dos biofilmes é caracterizada por uma heterogeneidade acentuada: as células encontram-se agrupadas em aglomerados contendo a rede de polímeros por elas excretados, entre estes aglomerados (“clusters”) encontram-se canais e poros preenchidos com o líquido onde a película está imersa (MACHADO, 2005).

Macêdo, 2000, informa que os biofilmes contêm partículas de proteínas, lipídeos, fosfolipídeos, carboidratos, sais minerais e vitaminas, entre outros, que formam uma espécie de crosta, debaixo da qual, os microrganismos continuam crescendo, formando um cultivo puro ou uma associação com outros organismos. A composição dos biofilmes é dependente das condições do meio (como a temperatura, pressão, pH e oxigênio dissolvido) (O'TOOLE et al., 2002) e não é necessariamente uniforme, podendo até englobar partículas sólidas (argilas, areias, partículas orgânicas) provenientes do meio aquoso onde está imerso (CHARACKLIS e MARSHALL, 1990) citado por Chaves (2004).

Os microrganismos que formam biofilme produzem substâncias poliméricas extracelulares que, entre outras funções, fixam as células firmemente na superfície da membrana, garantem a coesão mecânica do biofilme e proporcionam superfícies porosas para a incorporação de nutrientes e de bactérias carregadas pela água. A proliferação do biofilme é

proporcionada pelo constante fluxo de água, que oferta ao biofilme nutrientes provenientes da matéria orgânica dissolvida na água (ALMEIDA, 2009).

Os biofilmes são importantes em várias atividades humanas, podendo ser benéficos ou prejudiciais, tais como, em estações de tratamento de águas ou efluentes, reduzem a quantidade de matéria orgânica e organismos patogênicos na água ou efluente através de interação com biofilmes. Além disso, numerosos bioprocessos também utilizam-se de biofilmes, como a produção de vinagre por oxidação biológica do etanol, produção de ácido cítrico, aplicações farmacêuticas através da produção de metabólitos secundários, e processos biológicos para a extração de cobre (XAVIER et al., 2002). Por outro lado, quando o crescimento de biofilme é indesejado, este é designado como “biofouling” e pode acarretar alguns impactos negativos, como a formação de placa dentária e infecções, colonização em processos de separação por membranas, em tubulações de água e nos cascos de navios.

3.5.1 Formação de biofilmes

A formação de biofilme inicia-se com a adesão de bactérias formadoras de biofilme na superfície das membranas, e, posteriormente, ocorre a multiplicação dos mesmos. Bactérias não formadoras de biofilme também poderão ser incorporadas ao biofilme devido ao fluxo contínuo de água através da membrana, no entanto, estes organismos não participam na formação e estruturação do biofilme e ficarão inativos e não formarão microcolônias (adaptado de ALMEIDA, 2009).

Marshall, Stout e Mitchell (1971) descreveram uma das primeiras teorias da formação de biofilme, mostrando que a formação do biofilme é um processo que ocorre em duas fases, sendo na primeira, o processo ainda reversível, em função da adesão do microrganismo na superfície, que ocorre por forças de Van der Waals, interação hidrofóbica e atração eletrostática. Na segunda etapa, por meio de interações dipolo-dipolo, pontes de

hidrogênio, ligações iônicas e covalentes, e interações hidrofóbicas, ocorrem a interação física da célula com a superfície, com a produção de material extracelular de natureza polissacarídica ou proteica, produzida pela bactéria, que é denominada matrix de glicocálix. Neste processo, as fimbrias poliméricas ligam a célula bacteriana ao substrato, tornando-se difícil remoção do biofilme. Este processo é exibido na Figura 1.

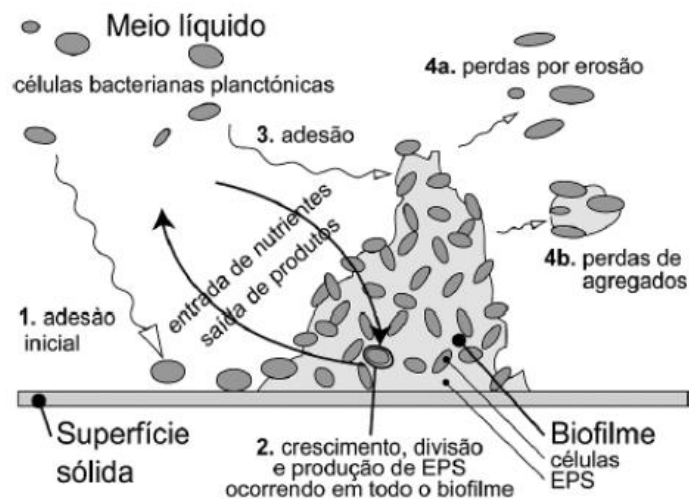


Figura 1 – Processos envolvidos na formação de biofilmes

Fonte: Xavier et al., 2002.

Já a teoria sugerida por Notermans e Dormans et al., 1991 (apud Macedo, 2000), “a formação do biofilme acontece em três etapas: 1) fixação da bactéria; 2) consolidação da bactérias na superfície (produção do material extracelular - EPS); 3) colonização e crescimento da bactéria”.

Para que uma comunidade de microrganismos seja considerada um biofilme, é necessário um número mínimo de 10^7 células aderidas por cm^2 (ANDRADE; BRIDGEMAN e ZOTTOLA, 1998). Enquanto Ronner e Wong (1993) e Mattila-Sandholm (1996) citado por Camargo (2011), consideram como biofilme um número de células aderidas de 10^5 e 10^3 por cm^2 , respectivamente.

3.5.2 Fatores que influenciam a formação de biofilmes

Vários fatores podem influenciar a formação de biofilmes, dentre estes, pode-se destacar as características dos microrganismos, pois sabe-se que os microrganismos com maior capacidade para produzirem polissacarídeos aderem com maior facilidade aos suportes sólidos. Outro fator é a porosidade e a rugosidade da superfície do suporte. A adesão celular é favorecida por diâmetros de poros na ordem de 4 a 5 vezes a dimensão dos microrganismos.

O pH é outro fator que não só condiciona a fisiologia microbiana, como interfere no processo de adesão dos microrganismos às superfícies ao afetar as propriedades elétricas superficiais dos microrganismos e das superfícies sólidas, podendo aumentar ou diminuir a repulsão eletrostática entre os dois corpos (MACHADO, 2005).

A velocidade do fluido também interfere com diversos mecanismos de desenvolvimento do biofilme por um lado, o aumento da velocidade intensifica a transferência de substrato para a interface líquido/biofilme, o que poderá beneficiar o crescimento da película microbiana; por outro lado, quanto maior a velocidade, maior a erosão do biofilme, diminuindo a quantidade de biomassa fixada no suporte. Além disso, uma maior erosão origina biofilmes menos espessos, o que favorecerá o acesso de substrato a todas as zonas no interior do biofilme (MELO, 1994).

São inúmeras as vantagens de uma célula bacteriana em se encontrar contida num biofilme, principalmente no que diz respeito à proteção contra agentes agressivos, como resistências a biocidas e antibióticos, os biofilmes demonstram também resistência acrescida à radiação ultravioleta (UV), à desidratação (a matriz de substâncias poliméricas extracelulares é altamente hidratada) e a predadores como protozoários (XAVIER et al., 2002).

3.6 MICRORGANISMOS REDUTORES DE SULFATO

Os microrganismos redutores de sulfato (MRS), também chamados de bactérias reductoras de sulfato (BRS) são um grupo diverso de procariotas com mais de vinte gêneros bem conhecidos, como *Desulfovibrio*, *Desulfomonas*, *Desulfotomaculum*, *Desulfolobus*, *Desulfobacter*, *Desulfobacterium*, *Desulfomicrobium*, *Desulfococcus*, *Desulfobulbus*, *Desulfobotulus*, *Desulfoarculus*, *Desulfosarcina*, *Desulfonema*, *Desulfomonile*, *Thermodesulfobacterium*, *Archaeoglobus*, que não produzem oxigênio, quimiolitotróficos, vivem na temperatura ótima de 25°C a 44°C e pH de 5,5 a 9,0.

Estes microrganismos possuem a capacidade de utilizar o íon sulfato, na respiração anaeróbia, como receptor final de elétrons na degradação da matéria orgânica e como resultado excretam para o meio ambiente sulfeto que, em solução, e dependendo do pH do meio, pode passar para a forma não ionizada de sulfeto de hidrogênio (H_2S) (LENS e KUENEN, 2001). O H_2S é um gás tóxico, com odor desagradável e causa corrosão em tubulações metálicas e concreto, como também pode acarretar aumento da DQO no efluente líquido, além de reduzir a qualidade e a quantidade de biogás (LENS et al., 1998).

Além disso, quando o sulfato está presente em níveis suficientes, os microrganismos redutores de sulfato normalmente ganham a competição com as arqueas metanogênicas, pela maior variedade de produtos de fermentação utilizados por elas como substratos (SOUZA, 2010). Chernicharo (1997) afirma que os substratos utilizados pelas BRS incluem toda cadeia de ácidos graxos voláteis (acetato, propionato, butirato), vários compostos fenólicos, hidrogênio, etanol, metanol, glicerol, açúcares, aminoácidos, lactato e diversos ácidos aromáticos.

Devido a essa competição dois produtos finais passam a ser formados: metano (através da metanogênese) e sulfeto (através da sulfetogênese), sendo a concentração de sulfato que define qual o processo predomina.

Deve ser ressaltado que a relação DQO/SO_4^{2-} é um dos principais fatores para definir a interação entre microrganismos metanogênicos e os redutores de sulfato. A importância

dessa competição é maior quando ocorre o aumento da concentração relativa de SO_4^{2-} , em relação à concentração de DQO, ou seja, o aumento desta competição torna-se mais importante quando a relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ é menor (LOBATO, 2011).

Na hipótese desta relação ser igual a 0,67, há sulfato suficiente para que toda a fonte de matéria orgânica seja consumida via sulfetogênese (LENS et al., 1998). Para relações $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ inferiores a 0,67, a quantidade de matéria orgânica é insuficiente para uma redução completa do sulfato e um substrato extra deve ser adicionado, se a remoção do sulfato for o objetivo do tratamento (GALAVOTI, 2003). Para situações em que esses valores são elevados, os processos metanogênicos e sulfetogênicos (redução de sulfato) podem ocorrer simultaneamente.

Damianovic e Foresti (2009) constataram que, para relações $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ iguais ou superiores a 2,5, houve a participação das BRS oxidadoras incompletas e das arqueas metanogênicas no processo de tratamento, atingindo elevada eficiência de remoção de DQO e também de elevada eficiência de remoção de sulfato, dependendo da concentração de sulfato. Essa eficiência se deve a utilização, pelas arqueas metanogênicas, do acetato produzido pelas BRS oxidadoras incompletas, possibilitando a atuação conjunta desses dois grupos no sistema anaeróbio. Em relações $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ inferiores a 1,7, a remoção de sulfato foi afetada, mas não a de DQO, indicando a predominância das arqueas metanogênicas no processo anaeróbio.

Segundo Yamaguchi et al. (1999), em um reator UASB com concentrações de sulfato no afluente da ordem de 1.000 mgS.L^{-1} , promoveu-se exclusão ecológica das AM em detrimento das BRS. No entanto, Damianovic e Foresti (2009) relataram que a associação da sulfetogênese e metanogênese em reatores anaeróbios de leito fixo tem se mostrado viável ao tratamento de águas residuárias orgânicas, para concentrações de sulfato de até 2.000 mgS.L^{-1} .

Por outro lado, o sulfeto de hidrogênio produzido em baixas concentrações serve de fonte de enxofre para as AM, para a síntese de proteínas (CHERNICHARO, 2007). No entanto, dados obtidos por Jens et al. (1995) (citado por GLÓRIA, 2009), demonstraram que houve inibição da conversão de ácido acético a metano pela presença de sulfeto de hidrogênio. Ou seja,

uma substância passa de substrato estimulante para substrato inibidor em várias concentrações não muito elevadas. Isto mostra que a linha de equilíbrio ecológico em um reator anaeróbio entre seus diversos grupos microbianos envolvidos é bastante tênue (CHERNICHARO, 2007).

Ferdinan Cohn em 1867 e Lothar Meyer em 1964 foram os primeiros a identificar a redução biológica do sulfato como a responsável por crescentes concentrações de gás sulfídrico em habitats aquáticos (RABUS et al., 2006 citado por PATRÍCIO, 2009). Contudo, somente em 1895, o pesquisador holandês Martinus W. Beijerinck, isolou as primeiras culturas puras de BRS por meio do conceito e metodologia, por ele mesmo formulados, de “cultura de enriquecimento” (MADIGAN et al., 2009).

O ciclo do enxofre é um processo natural bastante complexo e dependente de uma ampla gama de organismos, que podem realizar uma ou mais rotas metabólicas. Por meio de reações de transformações sequenciais, convertem átomos de enxofre em uma variedade de estados de oxidação, o que concorre para este processo ser mais complexo que o ciclo do nitrogênio (MADIGAN et al., 2009). O enxofre ocorre em vários estados de oxidação, -2 (sulfeto), 0 (enxofre elementar) e +6 (sulfato), sendo este o mais significativo na natureza.

Na redução desassimilativa do sulfato, o íon sulfato atua como agente oxidante para a metabolização da matéria orgânica, que ocorre em condições anaeróbias, e é usada na conservação de energia por bactérias redutoras de sulfato e arqueobactérias. Uma pequena parcela do enxofre reduzido é assimilada pelos microrganismos, porém a maior parte é excretada na forma de íon sulfeto normalmente hidrolisado a H_2S livre (POSTGATE, 1984).

Para Souza (2010), a reação desassimilativa do sulfato é a principal conversão de espécies de enxofre que ocorre em reatores. Entretanto, na redução assimilativa de sulfato, o mesmo é convertido a enxofre molecular na forma de aminoácidos e segue por diferentes vias bioquímicas (MADIGAN et al., 2009).

A Figura 2 demonstra uma possível rota para a redução desassimilativa do sulfato, onde os íons sulfato presentes no exterior da célula bacteriana, ao entrarem na célula, reagem com o ATP (adenosina trifosfato) para formar adenosina fosfosulfato (APS) mais pirofosfato (PP),

reação esta que se processa preferencialmente para a direita quando o pirofosfato é removido como fosfato inorgânico (P). A APS é então reduzida a sulfito (SO_3^{2-}) e AMP (adenosina monofosfato). O sulfito é convertido até metabissulfito ($\text{S}_2\text{O}_5^{2-}$) que é, então, reduzido a tritionato ($\text{S}_3\text{O}_6^{2-}$), passando por alguns intermediários ainda não completamente definidos, sendo o ditionito ($\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$) um dos mais prováveis. Parte do tritionato formado é convertido a tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) e parte usada para regenerar o sulfito. O tiosulfato é então reduzido a sulfeto (S^{2-}) e outra parte é convertida a mais sulfito (POSTGATE, 1984).

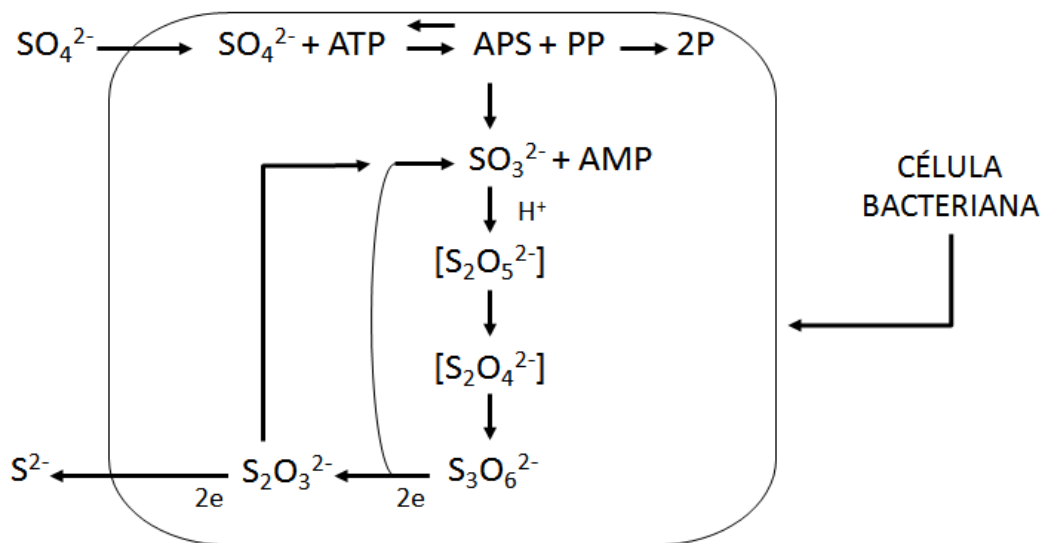


Figura 2 – Rota para redução desassimilativa do sulfato

Fonte: Rizzo e Leite, 2004.

Com isso, pode-se inferir que parte do sulfeto encontra-se dissolvido na água residuária, outra parte está na forma gasosa, constituindo o biogás, outra é precipitada no lodo, e uma outra parte é assimilada pelos microrganismos como nutriente para as células.

Um esquema simplificado do ciclo microbiano do enxofre demonstrando as reações fundamentais é apresentada na Figura 3.

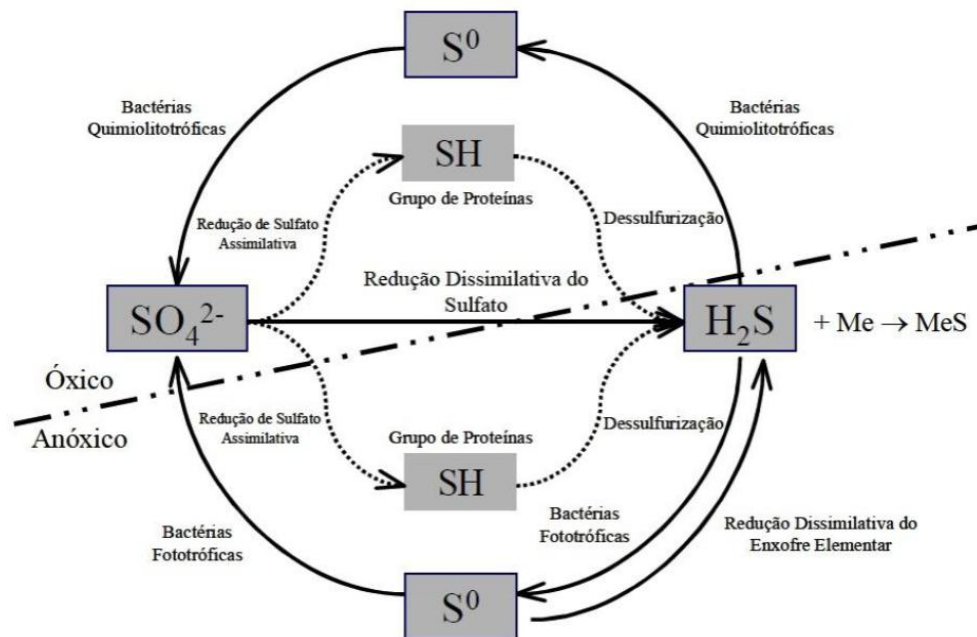


Figura 3 – Representação esquemática do ciclo do enxofre microbiana
 Fonte: Adaptado de Madigan et al. (2009).

Várias condições influenciam no metabolismo dos microrganismos, como o pH, a temperatura, presença ou ausência de determinado aceptor de elétrons, concentração de substrato.

Para Vilela (2012), a compreensão das interações entre os organismos presentes nos biorreatores é importante para a aplicação de processos biológicos com o objetivo da redução de sulfato de águas residuárias.

O sulfeto dissolvido na fase líquida pode se apresentar na forma não ionizada (H_2S) ou na forma ionizada (S^{2-} ou HS^-), dependendo do pH, conforme pode ser visualizado na Figura 4.

Devido à alta solubilidade do $H_2S(g)$ em água ($3,2 \text{ g.L}^{-1}$ como S^{2-} a 25°C), comparado ao metano, o H_2S tende a permanecer na solução quando o efluente sai do reator, sendo separado somente quando há o aumento da turbulência ou queda no pH.

A partir da Lei de Henry (lei de solubilidade de gases), para a temperatura de 25°C e para uma atmosfera gasosa no interior do reator constituída de 70% de metano e 0,01% de sulfeto de hidrogênio, a concentração de saturação de CH_4 no efluente do reator seria de

cerca de 15mg.L^{-1} , ao passo que para H_2S a concentração de saturação seria de 33mg.L^{-1} (GLÓRIA, 2009).

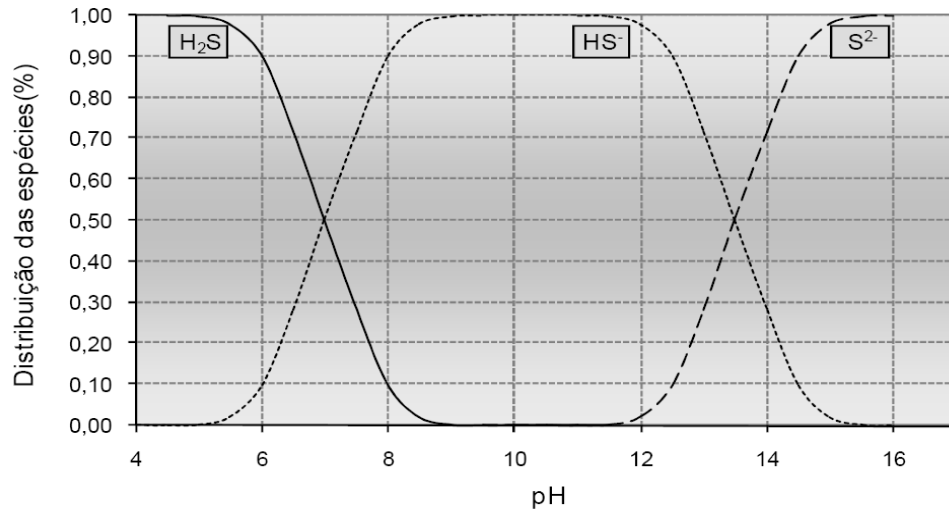


Figura 4 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso, em função do pH, para a temperatura de 25°C

Fonte: Chernicharo, 2007.

A produção de H_2S em sistemas anaeróbios tratando água residuária é um processo considerado indesejado. Sua produção causa uma série de problemas, como corrosão (VINCKE et al., 2001), emissão de compostos odorantes (LENS; KUENEN, 2001), toxicidade, aumento da DQO no efluente líquido, bem como reduz a qualidade e a quantidade de biogás (LENS et al., 1998).

Vilela (2012) relata que reatores anaeróbios que apresentam valores de pH abaixo de 7, com temperaturas entre 15°C a 30°C , aumentam a formação de sulfeto de hidrogênio molecular, acarretando toxicidade aos organismos envolvidos na degradação do sulfato.

4 METODOLOGIA

4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

O trabalho foi desenvolvido no Núcleo de Bioengenharia Aplicada ao Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo (Núcleo Água), localizada no campus Goiabeiras, Vitória – ES. Neste local há uma edificação com projeto hidrossanitário com abastecimento de água com rede dupla, uma de água potável, destinada a atender os lavatórios e chuveiros, e outra de água de reúso, que abastece os vasos sanitários e mictórios (desativado durante esta pesquisa).

A água cinza utilizada provém dos lavatórios, chuveiros e máquina de lavar roupas da edificação e conduzida para uma bombona com capacidade de 180 L. Desta foi bombeada utilizando duas bombas centrífugas da marca Schneider, modelo BCR-2010, para um reservatório superior com capacidade de 1.000L para assim ser direcionada aos filtros biológicos não aerados (FBNA) (Figura 5). A vazão era regulada através de um registro na tubulação de saída do reservatório superior.

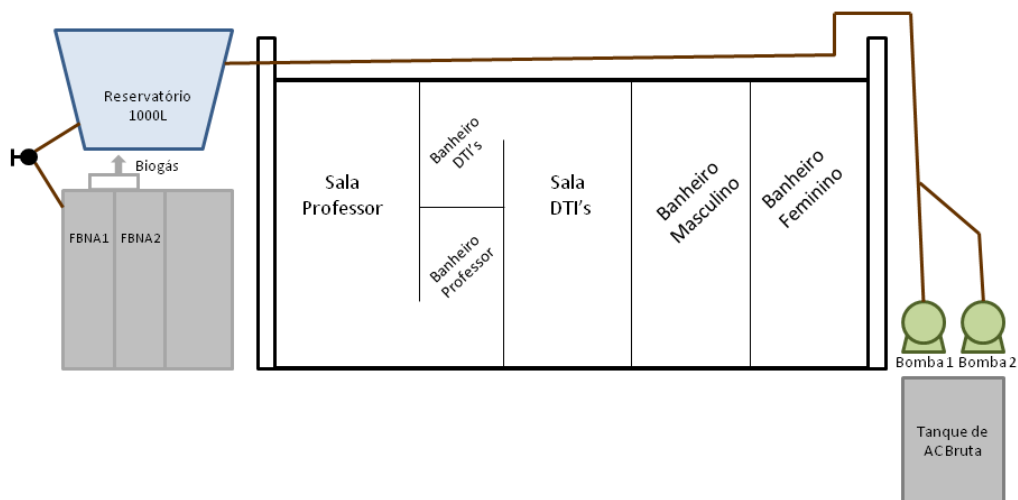


Figura 5 – Esquema do tanque, reservatório e filtros biológicos não aerados

A água cinza entra pelo compartimento superior do filtro 1 e é encaminhada por meio de uma tubulação vertical até 10 cm do fundo, de onde segue em fluxo ascendente até a parte superior do filtro 2, na qual o fluxo percorre no mesmo sentido até a saída do mesmo.

Após a saída do filtro 2, o efluente era encaminhado para um tanque de equalização de vazão para uso no pós-tratamento em dois wetlands construídos, sendo um vertical e outro horizontal.

Os FBNAs foram adaptados em uma antiga estação de tratamento de águas cinza (ETAC), composta por um reator anaeróbio compartimentado (RAC), um filtro biológico aerado submerso (FBAS), um decantador de placas e um filtro terciário (FT).

Os FBNAs foram ajustados utilizando apenas dois compartimentos do RAC, construído em fibra de vidro, com dimensões de 0,6m de largura, 0,3m de comprimento, 2m de altura, sendo que a altura efetiva do leito filtrante é de 1,5m. Cada filtro biológico não aerado (Figura 6) possui área superficial útil de $3,06\text{m}^2$ e $0,27\text{m}^3$ de volume útil, e ainda possui 3 torneiras cada, com alturas de 0,1m, 0,8m e 1,5m, a partir do fundo dos filtros, para avaliação do perfil de lodo e para descarte, caso seja necessário.

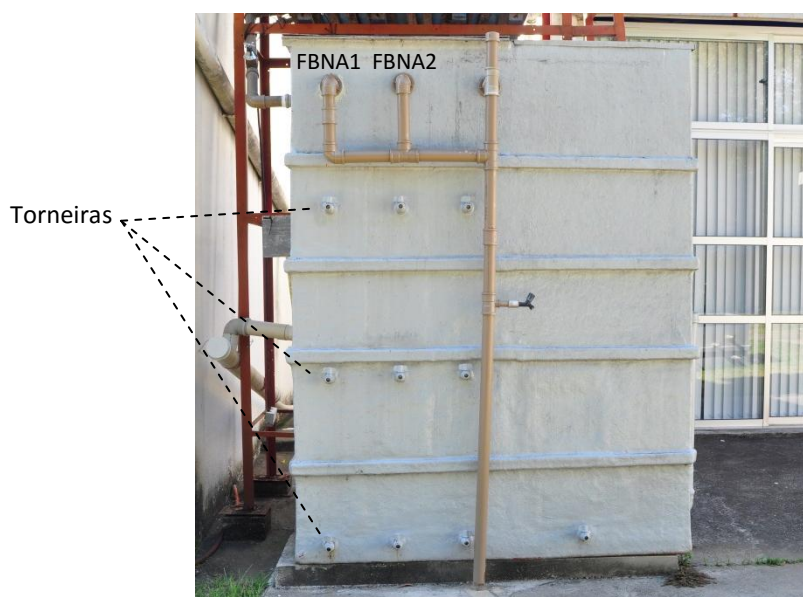
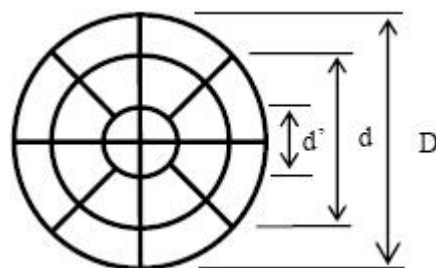


Figura 6 – Detalhes dos filtros biológicos não aerados 1 e 2

Possuem como meio suporte, material plástico feito de polipropileno com formato cilíndrico e modelo randômico, com 2,5cm de altura e de diâmetro, 82% de índice de vazios,

densidade em torno de 1 g/cm^3 e área superficial específica de $600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Figura 7) produzido pela empresa AMBIO Engenharia.



$$d' = 0,6 \text{ cm}$$

$$d = 1,5 \text{ cm}$$

$$D = 2,5 \text{ cm}$$

Figura 7 – Detalhes do meio suporte utilizado

Para a partida dos filtros foi inoculado em dezembro de 2011, lodo de reator UASB localizado próximo ao local da pesquisa até a altura de 0,8m (140L aproximadamente) em cada filtro. Este trata esgoto doméstico em escala real do bairro de Jardim da Penha, bairro vizinho ao campus de Goiabeiras, UFES.

A aclimação do lodo permaneceu por um período de 20 dias. Após este período foi adicionado o meio suporte e iniciou-se no dia 03/01/12 o abastecimento contínuo de água cinza, com uma vazão inicial de $4,3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 1,09 h.

O monitoramento foi iniciado em maio de 2012 com coleta de amostras simples da água cinza bruta e da saída dos filtros, 2 vezes por semana.

A pesquisa foi feita em duas etapas, sendo que a etapa 1 operou sob 4 diferentes tempos de detenção hidráulica, diminuindo o TDH (1,09h, 0,75h, 0,5h e 0,25h) com duração de 342 dias. Já a etapa 2, teve duração de 196 dias e operou sob 3 diferentes tempos de detenção hidráulica (0,25h, 0,5h e 0,75h), neste caso, aumentando o TDH.

A opção por realizar novas análises deu-se em função das características da água cinza, que não estavam condizentes com outras pesquisas.

Na Tabela 1 são apresentados os regimes estipulados durante a etapa 1 e 2 para testar a eficiência do tratamento dos FBNA's na remoção de matéria orgânica e sulfato quando expostos a diferentes cargas orgânicas.

TABELA 1 – PARÂMETROS DE OPERAÇÃO DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS

Parâmetro	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Tempo de Detenção Hidráulico (TDH)	1,09h	0,75h	0,5h	0,25h
Carga Hidráulica Volumétrica (CHV)	21,33m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹	32m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹	48m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹	96m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹
Velocidade Superficial (v)	1,3m.h ⁻¹	2m.h ⁻¹	3m.h ⁻¹	6m.h ⁻¹
Carga Orgânica Aplicada Etapa 1 para o FBNA1	1,21KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	1,25KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	1,72KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	2,7KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹
Carga Orgânica Aplicada Etapa 2 para o FBNA1	-	1,11KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	2,20KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	6,05KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹
Carga Orgânica Aplicada Etapa 1 para o FBNA2	0,23KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,39KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,76KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	1,07KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹
Carga Orgânica Aplicada Etapa 2 para o FBNA2	-	0,30KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,71KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	2,62KgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹

4.2 TESTES PARA A DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS

Para a determinação do índice de vazios do meio suporte, pegou-se um recipiente e o encheu com água e mediu-se o volume. Logo após, esvaziou-se o recipiente e foi colocado o material suporte e o encheu com água até a sua capacidade máxima. Conhecido a quantidade de líquido sem o enchimento e com o enchimento, foi possível definir o índice de vazios do meio suporte de acordo com a equação abaixo.

$$\text{Índice de Vazios} = \frac{\text{Volume do líquido com enchimento}}{\text{Volume do líquido sem enchimento}} \quad (\text{Equação 1})$$

A quantidade de meio suporte utilizado no enchimento dos FBNA's foi estipulado por proporção, a partir de regra de três, verificou-se quanto de material couberam num recipiente de vidro com capacidade de 2,6 L.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA E DOS EFLUENTES

A avaliação do tratamento de água cinza se deu por monitoramento através de análises laboratoriais realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental – Labsan, do Departamento de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico – UFES, onde estas análises foram desenvolvidas de acordo com os procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 21ª Edição (APHA, 2005), sendo analisadas as seguintes variáveis: vazão (Q), temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, cloretos, turbidez, DQO, DBO₅, sólidos suspensos totais (SST), sulfato, sulfeto, coliformes termotolerantes e *E. coli* (Anexo).

A Figura 8 apresenta um esquema do FBNA e os principais pontos de amostragem. A Tabela 2 mostra o planejamento das frequências semanais das análises e os pontos amostrados situados a 0,1 m, 0,8 m e 1,5 m de altura. A análise estatística foi realizada utilizando-se o software Microsoft Office Excel.

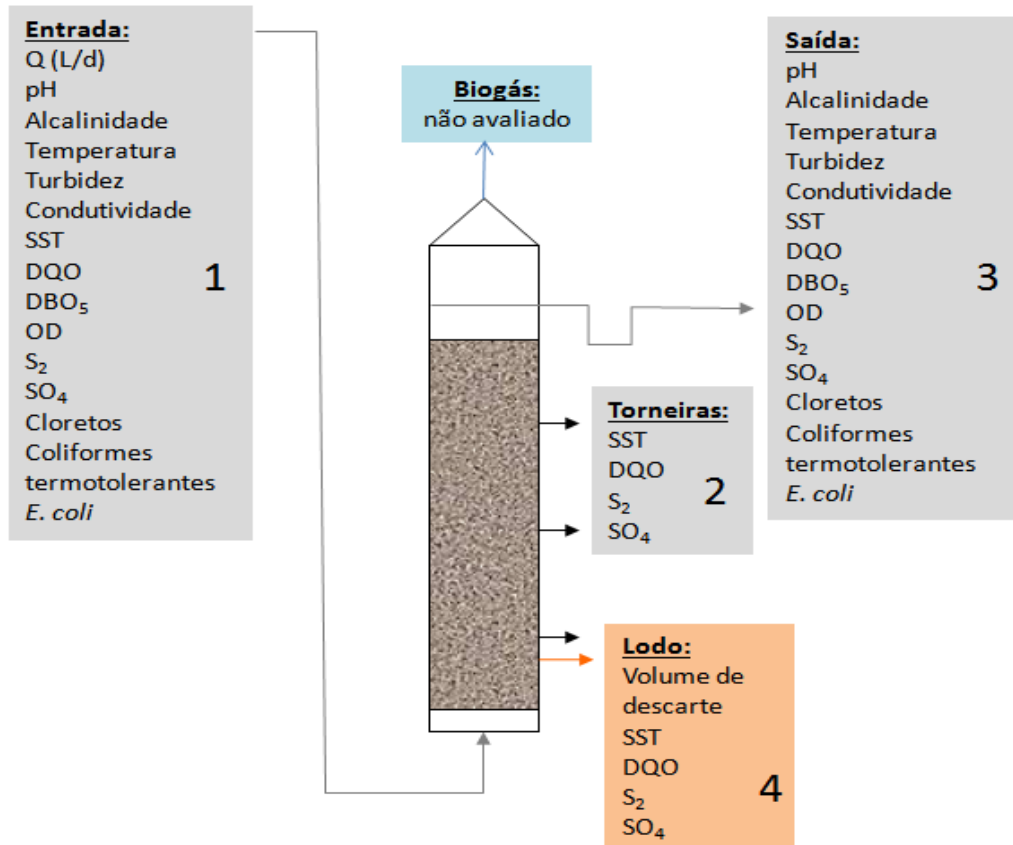


Figura 8 – Esquema do FBNA com os principais pontos de amostragem e análises

TABELA 2 – FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS DURANTE AS FASES EXPERIMENTAIS

Variáveis	Afluente, Efluentes FBNA1 e FBNA2	Pontos de Amostragem
Vazão	5/semana	1
pH	2/semana	1 e 3
Temperatura	2/semana	1 e 3
Turbidez	2/semana	1 e 3
Condutividade	2/semana	1 e 3
OD	2/semana	1 e 3
Alcalinidade total	2/semana	1 e 3
DBO ₅	1/semana	1 e 3
DQO	2/semana	1, 2, 3 e 4
Sólidos Suspensos Totais	4/mês	1, 2, 3 e 4
Sulfato	2/semana	1, 2, 3 e 4
Sulfeto	2/semana	1, 2, 3 e 4
Cloretos	2/semana	1 e 3
Coliformes Termotolerantes	2/semana	1 e 3
<i>Escherichia coli</i>	2/semana	1 e 3

4.4 ANÁLISE MICRORGANISMOS REDUTORES DE SULFATO

Para a detecção da presença de microrganismos redutores de sulfato em amostras de água cinza bruta, nos efluentes dos filtros e do lodo foi utilizado o meio de cultivo modificado B de Postgate (1984) (Tabela 3) contendo 3,5g.L⁻¹ de lactato de sódio como fonte de carbono e doador de elétrons, pela técnica de diluição em série em microplacas de 96 poços, com volume de 300 µL, proposto por Lima (2006).

TABELA 3 – COMPOSIÇÃO DO MEIO DE CULTIVO

Componentes	Concentração (g/L; mL/L)
Lactato de sódio	7 mL
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,5g
NH ₄ Cl	1,0g
Na ₂ SO ₄	1,0g
Extrato de levedura	1,0g
KH ₂ PO ₄	0,5g
FeSO ₄ .7H ₂ O	0,5g
Ácido ascórbico	0,1g
Resazurina (0,025%, m/v)	4,0mL
Tioglicolato de sódio	0,1mL
pH final	7,6 ± 0,2

Fonte: Mckenzie e Hamilton (1992); Atlas (1995).

Os componentes foram dissolvidos em água destilada e o pH ajustado entre $7,6\pm 0,2$ utilizando ácido clorídrico (HCl) 1N ou hidróxido de sódio (NaOH) 1N. O meio de cultura foi esterelizado em autoclave por 15 minutos, com 1,1atm de pressão e temperatura de 121°C .

Já a solução redutora utilizada para diluir as amostras contém em um litro: tioglicolato de sódio (0,124g), ácido ascórbico (0,1g), resazurina (0,025%, m/v; 4,0mL). Após adicionar os reagentes sob agitação magnética o pH foi ajustado para $7,6\pm 0,2$ com adição de NaOH 1N ou HCl 1N. Após o ajuste foram colocados a solução redutora nos frascos tipo penicilina (9mL) e purga de nitrogênio utilizando uma agulha de metal para retirada do oxigênio localizado no *headspace* do frasco (Figura 9 (a)).

Logo após esse procedimento, os mesmos foram vedados com tampas de borracha e lacrados com selos de alumínio (Figura 9 (b)). Assim como o meio de cultura, os frascos com solução redutora também foram autoclavados (Figura 9 (c)).

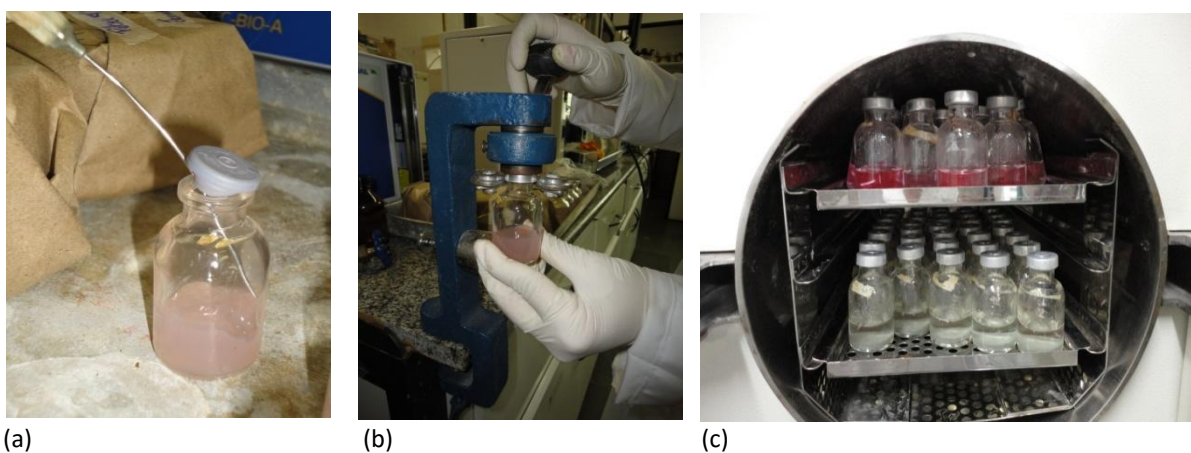


Figura 9 – (a) Solução redutora recebendo purga de nitrogênio; (b) fechamento do frasco de penicilina com lacre de alumínio; (c) esterilização do meio de cultura e solução redutora em autoclave

O procedimento consiste na inserção de 5mL da amostra no frasco tipo penicilina, com capacidade para 50mL, sendo que 45mL é de solução redutora. Este frasco representa a primeira diluição que foi realizada em campo. Logo após, foram realizadas no laboratório de saneamento as diluições sucessivas (Figura 10 (a)) e sucção das amostras utilizando um pipetador multicanal (8 ponteiros de $300\mu\text{L}$) (Figura 10 (b)) e adição em microplacas de 96 poços (Figura 11 (a)). As placas foram enroladas com filme plástico e acondicionadas em um

pote de anaerobiose (Figura 11 (b)) e colocados numa incubadora bacteriológica a 32°C durante 7 dias.



(a)

(b)

Figura 10 – (a) Frascos para diluições das amostras e (b) sucção da amostra com pipetador multicanal para adição na microplaca



(a)

(b)

Figura 11 – (a) Inserção da amostra na microplaca e (b) acondicionamento das microplacas nos potes de anaerobiose

O crescimento dos MRS é apontado quando ocorre modificação da coloração rósea para coloração escura, decorrente da formação do sulfeto de ferro (FeS), indicando a redução dissimilatória do sulfato (Figura 12).

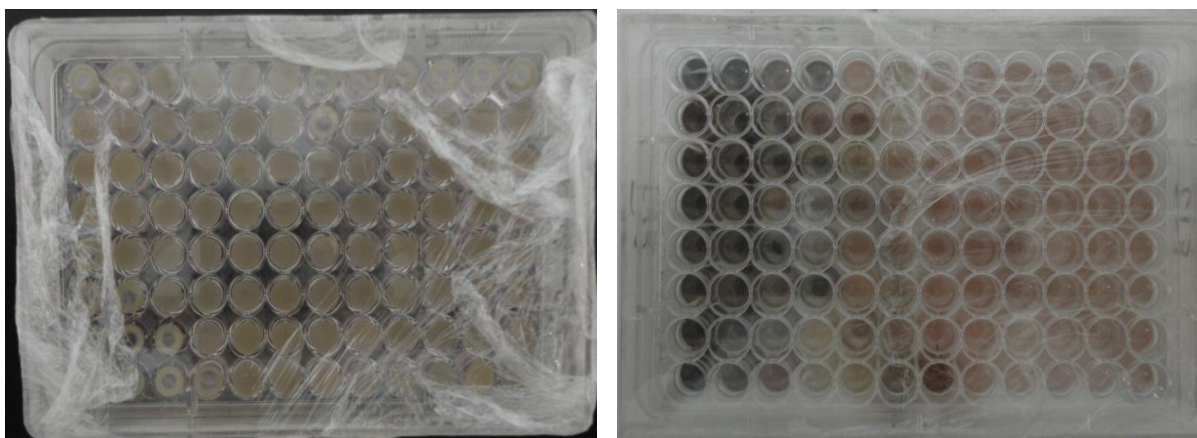


Figura 12 – Microplaca sem crescimento de MRS e com crescimento de MRS, respectivamente

O número mais provável por mililitro (NMP.mL⁻¹) dos microrganismos redutores de sulfato foi determinado por meio de tabela de número mais provável (Tabela 4), apropriada às diluições inoculadas (Postgate, 1984).

Para obter o valor final correspondente aos poços positivos, basta multiplicar o valor do NMP dos poços positivos pelo fator de diluição da amostra.

TABELA 4 – NMP. mL⁻¹ USANDO 16 POÇOS POR DILUIÇÃO

s (poços)	Poços Positivos	NMP
16	0	0,00
15	1	21,52
14	2	44,52
13	3	69,23
12	4	95,91
11	5	124,92
10	6	156,70
9	7	191,82
8	8	231,09
7	9	275,61
6	10	327,00
5	11	387,79
4	12	462,18
3	13	558,09
2	14	693,27
1	15	924,36
0	16	>924,36

4.5 MICROBIOLOGIA DO LODO

A microscopia óptica foi feita a partir de amostras coletadas em diferentes alturas dos filtros e também a partir da raspagem do material suporte. Após a coleta, as amostras eram conduzidas ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UFES (LABSAN), onde as lâminas foram preparadas e, em seguida, analisadas no microscópio de marca AXIOPLAN e modelo 451889, representado pela Figura 13.



Figura 13 – Microscópio óptico

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise estatística dos resultados físico-químicos e microbiológicos (média, desvio padrão, máximos, mínimos e coeficiente de variação) foi utilizado o software Excel, para a obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados. Para alguns parâmetros foram gerados gráficos do tipo *Boxsplot*.

4.7 BALANÇO DE MASSA

O balanço de massa pode ser entendido como um modelo que nos permite quantificar os materiais que entram ou deixam um sistema com limites físicos definidos, aqueles que são

produzidos ou consumidos e também aqueles que acumulam no volume de controle. Ele é baseado na Lei da Conservação das Massas proposto por Lavoisier: “Na natureza nada se perde, nada se cria, tudo se transforma”. De acordo com von Sperling (1996), o balanço de massa é uma descrição quantitativa de todos os materiais que entram, saem e se acumulam em um sistema com limites físicos definidos.

Seghezzo (2004) afirma que o balanço de massa, especificamente de DQO, pode ser uma ferramenta útil para esclarecer o fluxo de matéria orgânica através do reator, avaliar a performance do processo, validar métodos e parâmetros, além de prever as saídas (citado por SOUZA, 2010).

Para os cálculos do balanço de massa de DQO e enxofre, utilizou-se das médias das principais variáveis envolvidas, que resultaram em Kg DQO.d^{-1} e Kg S.d^{-1} para cada tempo de detenção hidráulica, considerando-se a necessidade de conhecimento do desempenho dos filtros anaeróbios não aerados no tratamento de águas cinza e dos destinos das frações da matéria orgânica e de enxofre do afluente no processo anaeróbio.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ÍNDICE DE VAZIOS

Na Tabela 5 estão os resultados obtidos para o cálculo do índice de vazios do meio suporte.

TABELA 5 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS DO MEIO SUPORTE

Teste	Volume de líquido com o meio suporte	Volume de líquido sem o meio suporte	Índice de Vazios (%)
1	1,940 L	2,600 L	74,62
2	1,960 L	2,600 L	75,00
3	1,950 L	2,600 L	75,38
Média	1,950 L	2,600 L	75,00

O índice de vazios encontrado foi de 75%, um pouco inferior ao estipulado pelo fabricante que é de 82% (AMBIO ENGENHARIA).

Gomes, 2013, comenta que sob o ponto de vista do processo, quanto maior o valor do índice de vazios de um enchimento, maior é o espaço entre os elementos/ canais que o constituem, e conseqüentemente, maior a facilidade com que os fluídos (líquido e ar) percolam através do recheio, promovendo a difusão de nutrientes e oxigênio com o biofilme, e removendo os excedentes do metabolismo e o biofilme em excesso.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água cinza bruta para as duas etapas estudadas foram apresentados em forma de tabela (Tabela 6) com valores do número amostral (n), média, mediana, mínimo, máximo, desvio padrão (DP) e coeficiente de

variação (CV). Gráficos de série histórica e boxplot foram apresentados para melhor visualização da variabilidade das amostras obtidos do afluente e efluentes.

TABELA 6 – DADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA CINZA BRUTA

Parâmetro	Unidade	n	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	DP	CV
DBO _{5,20}	mgO ₂ .L ⁻¹	31	74,1	72,5	17,0	150,0	34,4	0,5
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	68	163,3	144,5	55,2	492,1	83,3	0,5
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	67	0,8	0,8	0,0	4,6	0,8	1,0
SST	mg.L ⁻¹	62	31,7	27,0	3,5	94,0	21,9	0,7
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	80	41,2	39,8	11,4	116,7	20,7	0,5
Condutividade	µS.cm ⁻¹	80	252,6	191,0	56,0	1562,0	231,5	0,9
pH	-	80	8,4	8,4	6,4	10,2	1,1	0,1
Temperatura	°C	82	23,8	23,6	19,7	28,1	2,0	0,1
Turbidez	UT	71	46,2	41,2	12,0	171,1	27,9	0,6
Cloretos	mgCl ⁻ .L ⁻¹	80	15,5	15,4	7,7	28,5	3,7	0,2
Sulfato	mg.L ⁻¹	61	49,1	51,1	11,0	85,6	15,2	0,3
Sulfeto	mg.L ⁻¹	59	2,6	1,2	0,0	27,6	4,5	1,7
Colif. Termot.	NMP.100mL ⁻¹	61	4,5x10 ³	1,1x10 ⁴	9,0x10 ⁻¹	2,4x10 ⁷	3,6x10 ⁶	-
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	61	2,58x10 ¹	2,0x10 ¹	9,0x10 ⁻²	2,1x10 ⁴	4,0x10 ³	-

Ao comparar as amostras com os estudos realizados nos últimos cinco anos (Quadro 1), observou-se que para alguns parâmetros os valores encontrados estão próximos aos reportados por Valentina (2009) e Abdel-Kader (2012), para a relação DBO₅:DQO (0,45). Os valores de DBO_{5,20} estiveram próximos ao encontrado por Abdel-Kader (2012) e Freitas et al. (2012). A DQO esteve mais próxima ao encontrado por Rebêlo (2011).

Parâmetros	Referências							
	Valentina, 2009	Hernández-Leal et al., 2010	Rebêlo, 2011	Abdel-Kader, 2012	Freitas et al., 2012	Knupp, 2013	Esta pesquisa	Esgoto ^a
DBO _{5,20}	106	-	19	72	69	44	74,1	110-400
DQO	237	724	131	179	290	183	163,3	250-1000
DBO ₅ :DQO	0,45	-	0,14	0,40	0,24	0,24	0,45	-
Sulfato	88	-	-	-	224	60,1	49,1	20-50
Sulfeto	1,56	-	-	-	11	1,7	2,6	-
Colif. Termot.	4,36E+03	-	2,70E+06	-	-	2,20E+04	4,50E+03	10 ⁶ - 10 ¹⁰
<i>E. coli</i>	5,21E+00	-	-	-	-	8,50E+02	2,58E+01	-

QUADRO 1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA EM VÁRIAS PESQUISAS

Fonte: ^(a) Metcalfy e Eddy (2003).

5.3 REMOÇÃO DE SST

Com relação aos sólidos suspensos totais (SST), observou-se que os valores medianos da série histórica nas duas etapas foram significativamente distintos entre si (Figura 14).

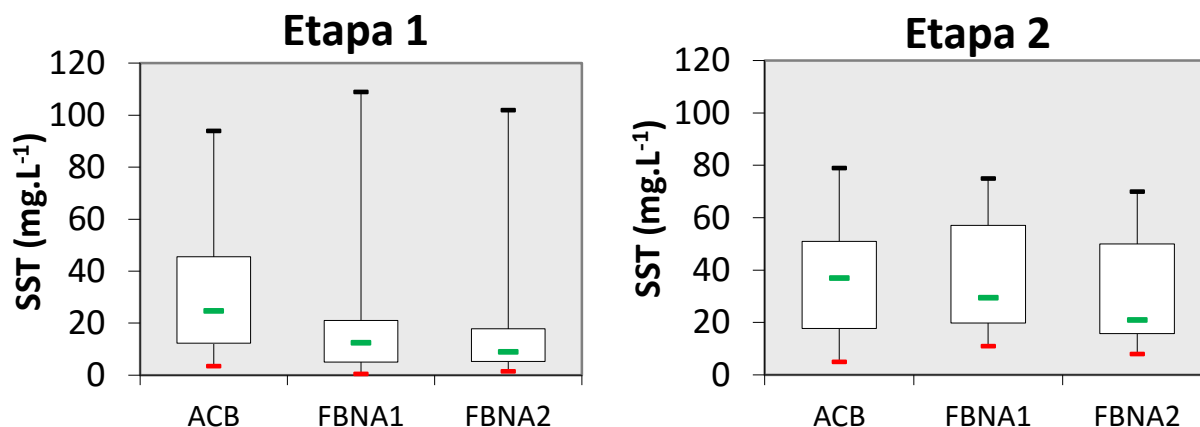


Figura 14 – Gráfico *Boxplot* da concentração de sólidos suspensos totais para as etapas 1 e 2

Na primeira etapa, a maior variabilidade dos dados aconteceu nas amostras do afluente, observada pela maior diferença entre os valores do 1º quartil e 3º quartil. Já na segunda etapa, a maior variabilidade foi verificado no efluente do FBNA1.

O valor mediano da concentração de SST na água cinza bruta foi aproximadamente de 26 mg.L⁻¹, para o TDH de 1,09 h. Sendo que o filtro 1 apresentou remoção de 67% neste TDH. Não apresentou remoção em ambas as etapas para os TDH de 0,5 h e 0,25 h. E para o TDH de 0,75 h, apresentou remoção mediana de 35% e 46%, para as etapas 1 e 2, respectivamente.

No entanto, para o filtro 2, na primeira etapa houve remoção de 6% para o TDH de 1,09 h, 31% para o TDH de 0,75 h, 26% para o TDH de 0,5 h e para o TDH de 0,25 h houve um aumento de remoção, chegando a uma mediana de remoção de 59%. Entretanto, o desempenho do filtro sob esse mesmo TDH na segunda etapa houve redução de apenas 22% dos SST. Os TDH subsequentes (0,5 e 0,75 h) apresentaram remoção de 31% e 36%.

Observa-se que os valores de remoção de sólidos no filtro 2 foram bem próximos aos apresentados na etapa 1, comprovando que o biofilme atua como uma excelente

ferramenta na retirada desse tipo de resíduo. Isso acontece porque os biofilmes apresentam também alguns protozoários e rotíferos que se alimentam de bactérias, outros protozoários e matéria orgânica dissolvida e particulada, contribuindo para uma maior remoção dos sólidos suspensos (AGRA, 2009).

Provavelmente, a não remoção de sólidos no filtro 1 pode estar relacionado por um maior arraste de SS no efluente do filtro 1, possivelmente devido ao excesso ou falta de bactérias filamentosas (Figura 15), pois estas servem como “esqueleto” do floco, dando sustentação ao floco biológico, e protegendo-o contra choques e turbulências.

Comparando os valores encontrados para SST na água cinza bruta com outros autores, nota-se que estes são bastante variados. Bazzarella (2005) reportou valores médios de $11,8 \pm 6,9$ mg.L^{-1} , já Valentina (2009) e Couto et al. (2014) encontraram valores médios próximos de 78 ± 54 mg.L^{-1} e 76 ± 37 mg.L^{-1} , respectivamente.

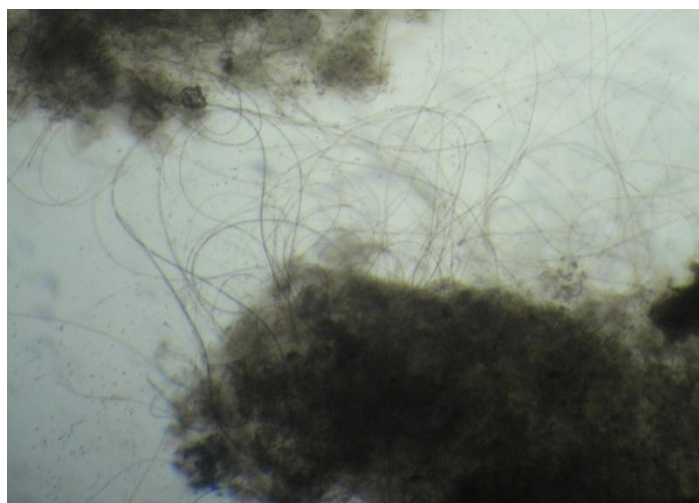


Figura 15 – Micrografia óptica de flocos do lodo do FBNA1 mostrando bactérias filamentosas durante o TDH de 1,09 h (aumento de 10x)

5.4 REMOÇÃO DE DQO

Os valores de DQO encontrados neste estudo foram na maioria das amostras inferiores aos apresentados no Quadro 1 (Tabela 7). Da mesma forma os valores de DBO encontrados.

Percebe-se que houve grande variação nas concentrações de DQO afluente para todos os TDH(s) adotados, exceto para o TDH de 0,25 h da etapa 1 (Figuras 16 e 17). As concentrações variaram de 55 a 492mgO₂.L⁻¹ no afluente e nos efluentes dos FBNA 1 e 2 essas variações foram de 14 a 180mgO₂.L⁻¹, 7 a 160 mgO₂.L⁻¹, respectivamente.

TABELA 7 – VALORES DAS MÉDIAS DE DQO, DBO_{5,20} E SST ENCONTRADOS NA ÁGUA CINZA BRUTA E NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS 1 E 2

PARÂMETROS	TDH	ETAPA 1			ETAPA 2		
		AFLUENTE	EFLUENTE FBNA 1	EFLUENTE FBNA 2	AFLUENTE	EFLUENTE FBNA 1	EFLUENTE FBNA 2
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	1,09	203±63	39±15	23± 8	-	-	-
	0,75	144±39	44±13	29±12	129±55	35±24	17±5
	0,5	132±48	58±26	38±23	169±99	56±29	41±23
	0,25	104±34	41±12	31±15	233±123	105±40	86±45
DBO _{5,20} (mgO ₂ .L ⁻¹)	1,09	40±23	18 ± 4	12 ± 2	-	-	-
	0,75	46±20	26 ± 5	20 ± 3	60±28	22±5	15±6
	0,5	63±13	47±11	30±19	97±21	39±8	37±8
	0,25	65±12	40±22	28±17	98±19	63±23	60±25
DBO _{5,20} /DQO	1,09	0,2	0,5	0,5	-	-	-
	0,75	0,3	0,6	0,7	0,5	0,6	0,9
	0,5	0,5	0,8	0,8	0,6	0,7	0,9
	0,25	0,6	1,0	0,9	0,4	0,6	0,7
DQO/DBO _{5,20}	1,09	5,1	2,2	1,9	-	-	-
	0,75	3,1	1,7	1,4	2,1	1,6	1,1
	0,5	2,1	1,2	1,2	1,7	1,4	1,1
	0,25	1,6	1,0	1,1	2,4	1,7	1,4
SST (mg.L ⁻¹)	1,09	26,9±16,5	8,8±6,1	8,0±4,9	-	-	-
	0,75	25,1±17,5	14,1±13,1	12,8±10,9	53,8±24,7	30,3±2,6	19,5±3,4
	0,5	44,6±31,1	44,9±34,4	39,7±31,2	21,6±11,4	23,6±9,2	14,8±4,9
	0,25	19,7±16,9	27,1±26,8	9,7±5,3	44,2±11,0	54,2±25,8	53,6±8,1

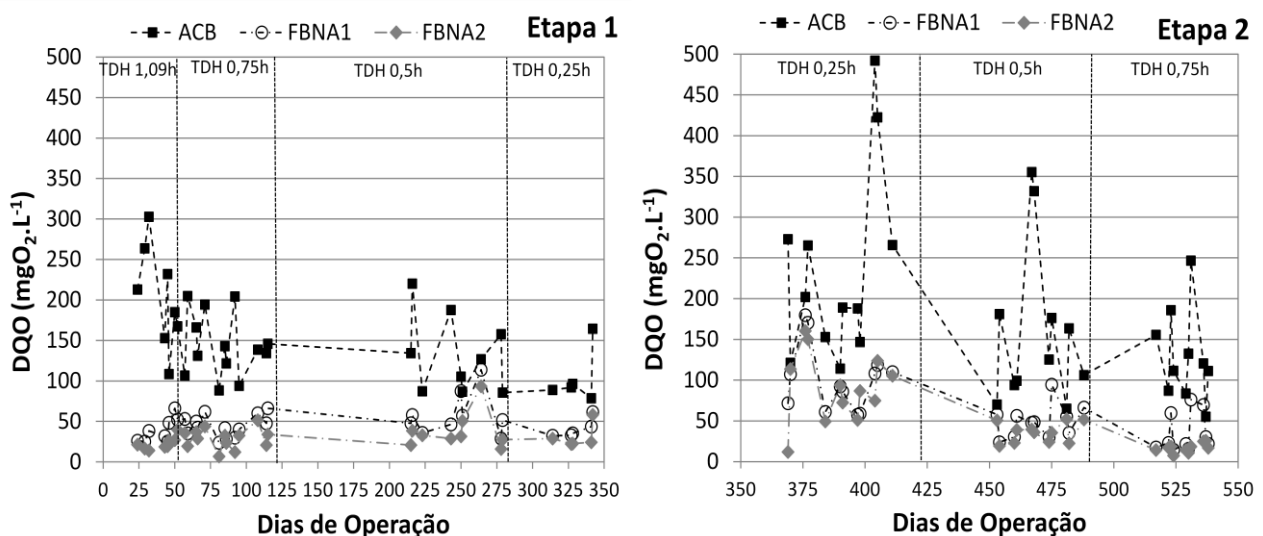


Figura 16 – Série histórica das concentrações de DQO durante as etapas 1 e 2

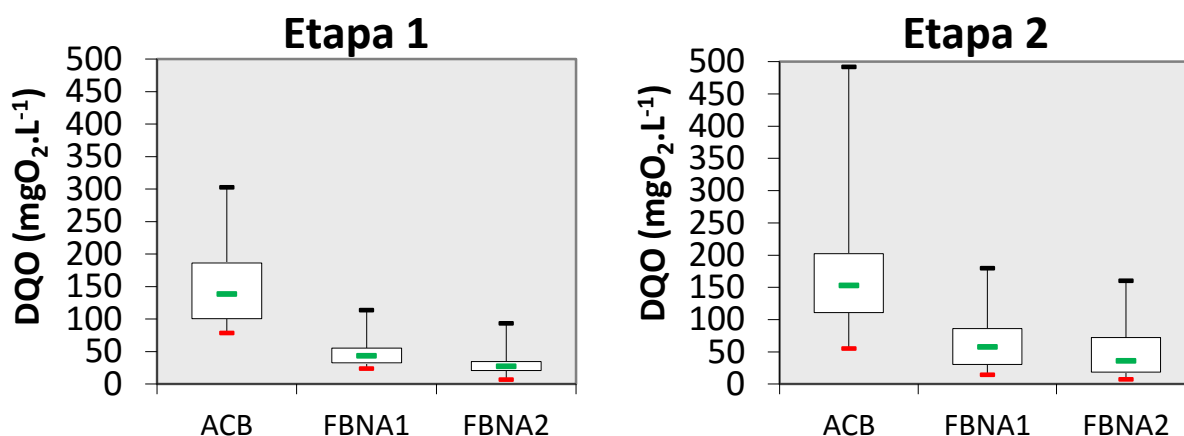


Figura 17 – Gráfico *boxplot* para a DQO na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2

Percebe-se que a maior redução de DQO ocorreu no FBNA1. Na etapa 1 houve pouca amplitude nos valores, enquanto que na etapa 2 houve maior amplitude no afluente (água cinza bruta).

Durante a etapa 1 a maior parte da água cinza era proveniente da máquina de lavar roupas, o que pode estar relacionada a pouca variabilidade, enquanto que na etapa 2, houve, além da contribuição da máquina de lavar, também um aumento considerável da água oriunda dos banhos.

Notou-se que o desempenho foi melhor para TDH maiores. Para o TDH de 1,09 h, a eficiência de remoção para DQO foi de 89%, enquanto que, para os TDH de 0,75 h, 0,5 h e 0,25 h, as eficiências foram de 80%, 71% e 70%, respectivamente.

No entanto, verificou-se que na segunda etapa as eficiências de remoção de matéria orgânica apresentaram valores um pouco melhores aos encontrados na primeira etapa, exceto para o TDH de 0,25 h, em que houve redução na eficiência de remoção. Para os TDH de 0,25 h, 0,5 h e 0,75 h, as eficiências foram de 62%, 75% e 87%. Já o percentual global de remoção média de DQO alcançado no estudo foi de 76%.

Elmitwalli e Otterpohl (2007), utilizando um reator UASB, obteve uma remoção de 52 a 64% no tratamento de água cinza, trabalhando com TDH entre 6 a 16 h. Já Hernández-Leal et al. (2010) encontraram uma remoção de 51% ao tratar água cinza utilizando reator anaeróbio do tipo UASB com tempo de detenção hidráulica de 12 horas e temperatura de $32^{\circ}\text{C} \pm 3$.

Ainda Hernández-Leal et al. (2011) obtiveram resultados semelhantes com 70% de eficiência de remoção de DQO ao estudar a biodegradabilidade de águas cinza em reatores anaeróbios.

Outro estudo que avaliou o tratamento de água cinza utilizando um filtro anaeróbio foram apresentados por Couto et al. 2014, alcançando uma eficiência de remoção de 72%, o que é coerente com os resultados apresentados no presente estudo.

5.5 REMOÇÃO DE $DBO_{5,20}$

Durante toda a fase de operação, a concentração de $DBO_{5,20}$ na água cinza bruta variou de 17 a 150 $mgO_2.L^{-1}$ (Figura 18). Avaliando a eficiência de remoção orgânica dos FBNA 1 e FBNA 2 na etapa 1, observou-se, respectivamente, um resultado equivalente a 55 e 35% para o TDH de 1,09 h; 43% e 22% para o TDH de 0,75 h, 25% e 36% para o TDH de 0,5 h e 39% e 29% para os TDH de 0,25 h.

Na etapa 2, a eficiência de remoção foi equivalente a 36% e 4%, para o TDH de 0,25 h, 60% e 5% para o TDH de 0,5 h e de 63% e 33%, para o TDH de 0,75 h.

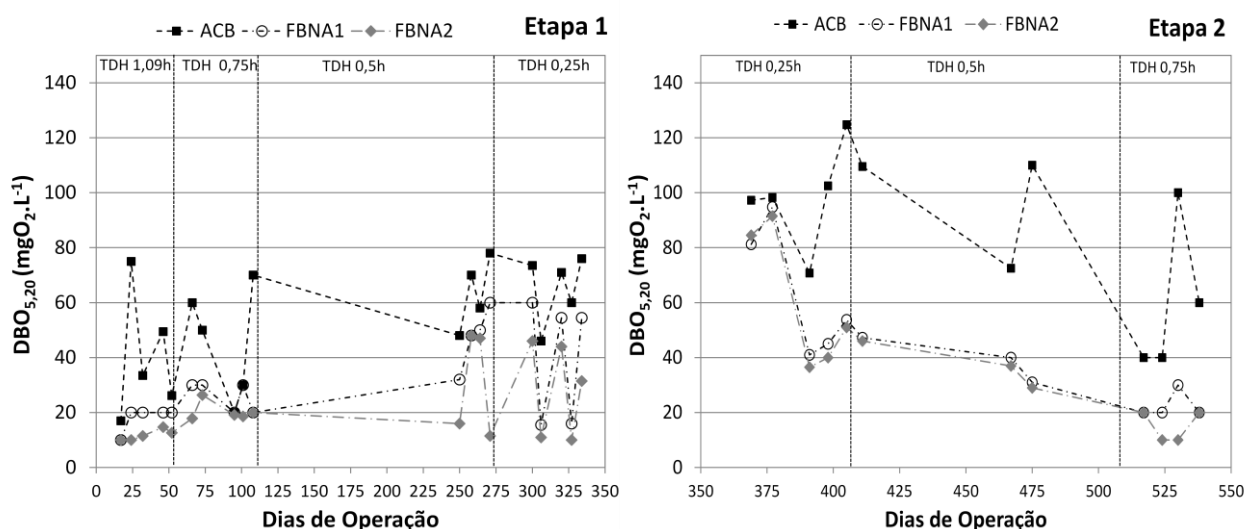


Figura 18 – Série histórica das concentrações de $DBO_{5,20}$

May (2009) destaca a importância da relação DBO_5/DQO , que indica o potencial de biodegradabilidade do efluente a ser tratado, havendo uma faixa ideal para aplicação do tratamento biológico.

Se esta relação DBO_5/DQO estiver igual ou maior que 0,2 e menor que 0,6, significa que o tratamento biológico é possível. No entanto, se a relação DBO_5/DQO for menor que 0,2 indica dificuldade na aplicação do tratamento biológico. As relações DBO_5/DQO para todos os TDH estiveram acima de 0,2, indicando que o tratamento biológico pode ser aplicado.

Ao observar a Figura 19, notou-se que a maior variação dos dados aconteceu com os valores de $DBO_{5,20}$ do FBNA1 durante a etapa 1, enquanto que na etapa 2, a maior variação ocorreu no afluente.

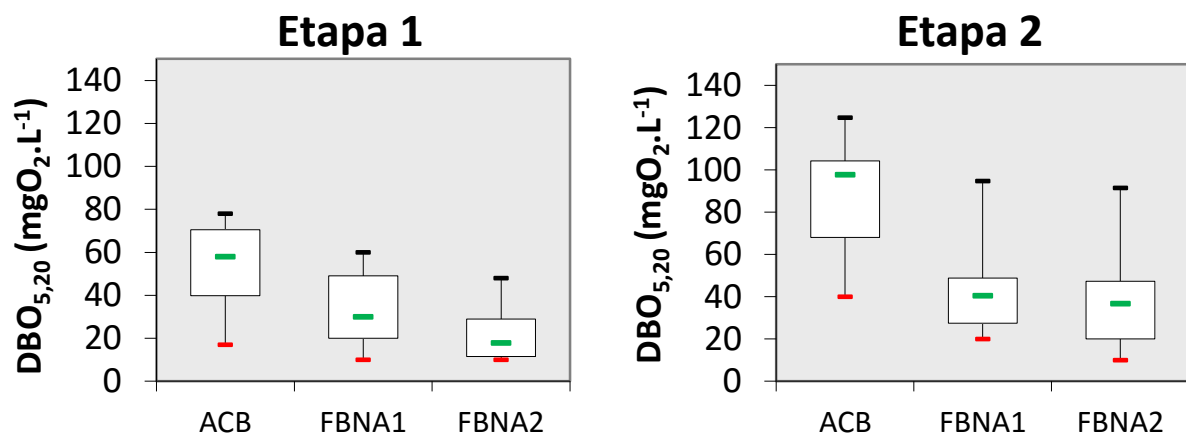


Figura 19 – Gráfico *boxplot* para a $DBO_{5,20}$ medida na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2

5.6 COMPORTAMENTO DOS COMPOSTOS DE ENXOFRE (SULFATO E SULFETO)

No que diz respeito aos íons sulfatos (SO_4^{2-}), os valores médios encontrados no monitoramento da água cinza bruta durante a etapa 1 foi de $40,3 \pm 19,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para o tempo de detenção hidráulica de 1,09 h, de $42,3 \pm 8,4 \text{ mg.L}^{-1}$, para o tempo de 0,75 h, de $27,0 \pm 6,2 \text{ mg.L}^{-1}$, para o TDH de 0,5 h e de $54,3 \pm 17,8 \text{ mg.L}^{-1}$ para o TDH de 0,25 h. Já para a etapa 2, as amostras de água cinza bruta apresentaram concentração média próxima ao tempo de

detenção de 0,25 h da etapa 1 ($54,2 \pm 10,2 \text{ mg.L}^{-1}$). Para os TDHs subsequentes (0,5 e 0,75 h), os valores médios encontrados foram respectivamente, $50,6 \pm 15,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $60,4 \pm 4,3 \text{ mg.L}^{-1}$.

Observou-se a partir dos gráficos *Box-plot* que a variação das concentrações de sulfato na água cinza bruta foi maior na etapa 1, ao passo que na etapa 2, as concentrações estiveram maiores, embora tenha ocorrido uma menor variação (Figura 20).

Estes valores estão dentro da faixa característica de esgotos domésticos que varia de 20 a 50 mg.L^{-1} (METCALFY E EDDY, 2003). No entanto, ao avaliar a concentração de sulfato na água cinza proveniente da máquina de lavar, esta apresentou em média a concentração de $84,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Neste caso, pode-se afirmar que a maior contribuição de sulfato para a água cinza advém da lavanderia.

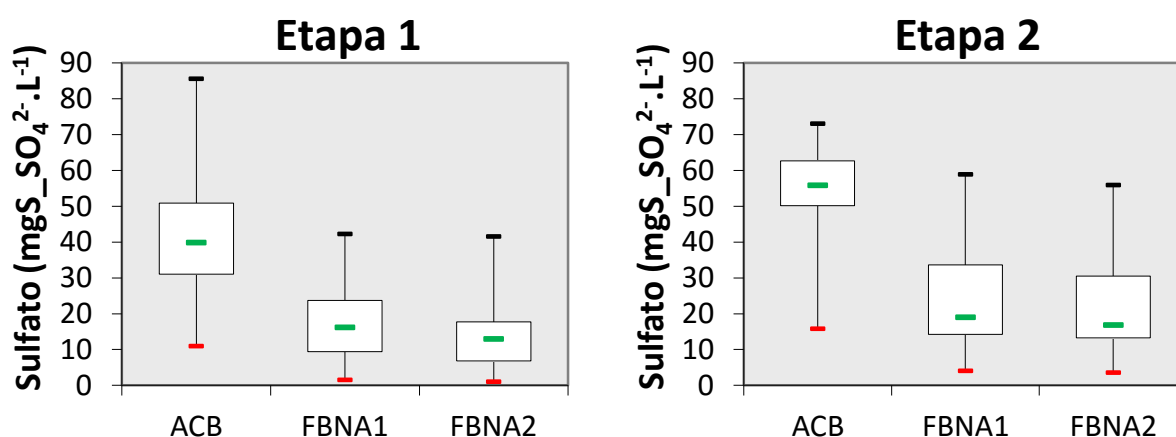


Figura 20 – Gráfico *Box plot* da concentração de sulfato para as etapas 1 e 2

De acordo com Damianovic e Foresti (2009), a utilização de processos de tratamento anaeróbio para a remoção simultânea de matéria orgânica e redução de sulfato de águas residuárias é fortemente influenciada pelas características do doador de elétrons, além da relação DQO/sulfato. Isto significa que em águas residuárias com relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ superior a 0,67, existe matéria orgânica (DQO) suficiente para a redução completa do sulfato presente. Para relações $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ inferiores a 0,67, a quantidade de matéria orgânica é insuficiente para uma redução completa do sulfato e um substrato extra deve ser adicionado, se a remoção do sulfato for o objetivo do tratamento (GALAVOTI, 2003). Ainda

deve-se ressaltar que a relação DQO/SO_4^{2-} é um dos principais fatores para definir a interação entre microrganismos metanogênicos e os redutores de sulfato. De acordo com Chernicharo (2007), águas residuárias tratadas por processos anaeróbios que apresentam relações DQO/sulfato menores que 7, podem inibir o processo de metanogênese.

A Tabela 8 mostra que as relações DQO/SO_4^{2-} obtidas para a água cinza variaram de 1,9 a 5,0. Percebeu-se que quando a relação DQO/SO_4^{2-} apresentou razão 5,0, houve uma maior eficiência na remoção da matéria orgânica e também na redução de sulfato (89% e 87%, respectivamente). Esta eficiência de redução de sulfato indica que havia elétrons disponíveis para a sulfetogênese e a rota de degradação da matéria orgânica não seguiu a rota metanogênica.

No entanto, na etapa 2 em que os filtros estavam submetidos ao TDH de 0,25 h, tanto a redução de matéria orgânica quanto a de sulfato sofreu limitação, apesar da relação DQO/SO_4^{2-} para o efluente do FBNA2 ser igual quando a eficiência de remoção para sulfato e DQO tenham sido máximos (4,2).

Essa limitação pode ser devida a uma mudança nas interações entre os microrganismos redutores de sulfato e as arqueas metanogênicas, influenciadas pelo baixo TDH.

TABELA 8 – VALORES DAS MÉDIAS DE SO_4^{2-} , S_2^- E DA RELAÇÃO DQO: SO_4^{2-} ENCONTRADOS NA ÁGUA CINZA BRUTA E NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS NÃO AERADOS 1 E 2

PARÂMETROS	TDH	ETAPA 1			ETAPA 2		
		AFLUENTE	EFLUENTE FBNA 1	EFLUENTE FBNA 2	AFLUENTE	EFLUENTE FBNA 1	EFLUENTE FBNA 2
SO_4^{2-} (mg.L ⁻¹)	1,09	40,3±19,0	8,0±4,9	5,4±3,5	-	-	-
	0,75	42,3±8,4	19,9±14,5	15,1±13,9	60,4±4,3	14,3±2,8	13,0±3,0
	0,5	27,0±6,2	14,3±6,6	13,1±5,7	50,6±15,6	20,4±13,0	18,8±12,6
	0,25	54,3±17,8	26,9±8,8	20,0±6,6	54,2±10,2	39,4±13,0	34,4±11,5
S_2^- (mg.L ⁻¹)	1,09	2,1±2,2	2,4±2,6	2,1±2,3	-	-	-
	0,75	1,5±0,4	1,5±0,4	1,5±0,8	6,2±8,7	9,6±13,1	9,1±12,9
	0,5	3,1±4,2	4,0±5,2	4,8±5,3	0,2±0,8	4,6±7,4	3,5±7,4
	0,25	4,8±2,8	6,2±3,4	6,2±3,4	0,9±1,6	9,0±7,0	10,1±9,5
DQO/SO_4^{2-}	1,09	5,0	4,9	4,2	-	-	-
	0,75	3,4	2,2	1,9	2,1	2,5	1,3
	0,5	4,9	4,1	2,9	3,3	2,8	2,6
	0,25	1,9	1,5	1,6	4,3	2,7	4,2

Houve uma diminuição da concentração de sulfato no TDH de 0,5 h, da etapa 1, fato esperado, visto que neste período não houve a contribuição da água residuária oriunda da máquina de lavar roupas (Figura 21).

Os teores de sulfeto (Figura 22) encontrados nesta água residuária nas etapas referentes aos TDH de 1,09 h, 0,75 h, 0,5 h e 0,25 h variaram em torno de $2,1 \pm 2,2 \text{ mg.L}^{-1}$, $1,5 \pm 0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $3,1 \pm 4,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $4,8 \pm 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

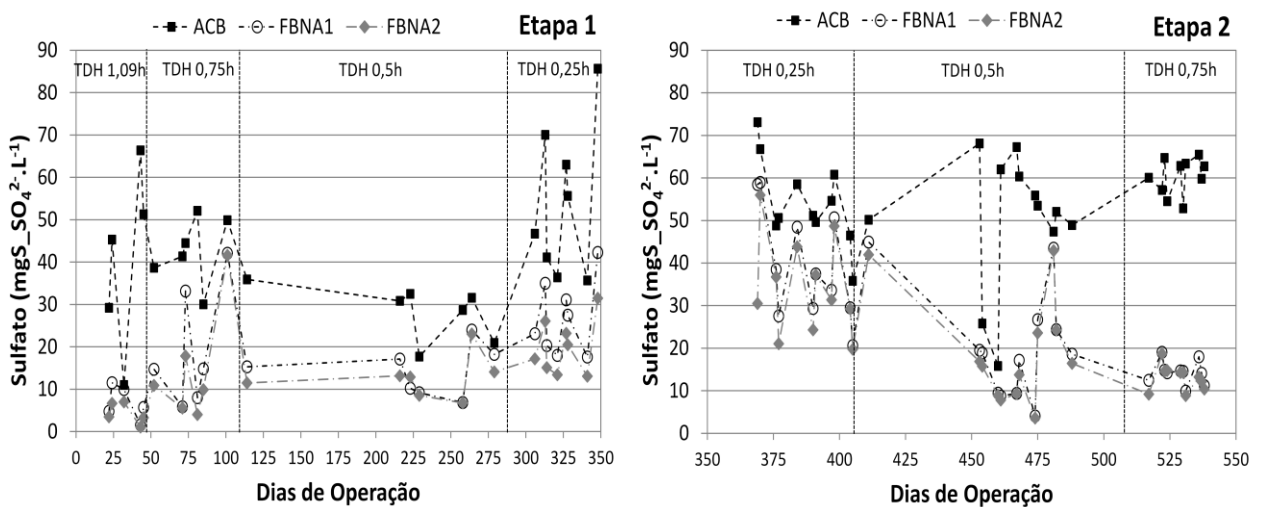


Figura 21 – Série histórica das concentrações de sulfato

Em algumas situações foram observadas concentrações significativas de sulfeto nos efluentes, variando de 0 a 34 mg.L^{-1} no efluente do FBNA1 e de 0 a $36,4 \text{ mg.L}^{-1}$ no do FBNA2, indicando que ocorreu a sulfato redução, devido a presença de microrganismos redutores de sulfato nos filtros.

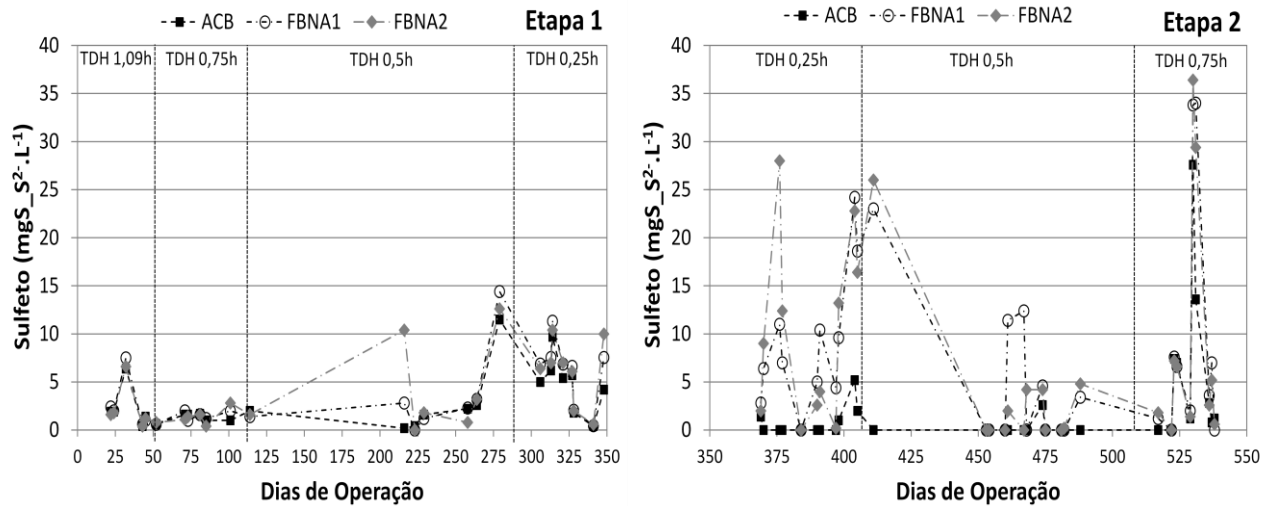


Figura 22 – Série histórica das concentrações de sulfeto

De acordo com Almeida (2012), a medição dos sulfetos totais dissolvidos (STD) inclui todas as formas de sulfetos dissolvidos presentes e podem ser HS^- , H_2S e S^{2-} . O cálculo da concentração das formas dissociadas e não dissociada na amostra foi realizado de acordo com o equilíbrio químico destes íons em uma relação de dependência com o pH, conforme apresentado na Figura 4. Apesar do enxofre na forma de S^{2-} representar um sulfeto dissolvido, na faixa de digestão anaeróbia ele não está presente.

Assim, a concentração de H_2S foi calculada com relação ao equilíbrio químico proposto por Muthumbi et al. (2001), citado por Mockaitis (2008) (Equação 2):

$$C_{\text{H}_2\text{S}} = \frac{\text{STD}}{1 + 10^{\text{pH} - \text{pKa}}} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

$C_{\text{H}_2\text{S}}$: concentração de sulfeto de hidrogênio dissolvido ($\text{mgH}_2\text{S} \cdot \text{L}^{-1}$);

STD: concentração de sulfeto total dissolvido ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

pKa: constante de equilíbrio do par $\text{HS}^-/\text{H}_2\text{S}$ (7,02).

Já para o cálculo da concentração de sulfeto na forma de HS^- (Equação 3), é só subtrair a concentração de sulfeto total dissolvido com a concentração de sulfeto de hidrogênio.

$$C_{\text{HS}} = \text{STD} - C_{\text{H}_2\text{S}} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

CHS: concentração de sulfeto na forma HS^- ($\text{mgHS}^-\cdot\text{L}^{-1}$);

STD: concentração de sulfeto total dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

CH_2S : concentração de sulfeto de hidrogênio dissolvido ($\text{mgH}_2\text{S}\cdot\text{L}^{-1}$).

As espécies de sulfeto dissolvidos na forma de H_2S e HS^- , durante as etapas 1 e 2 para o FBNA1 e FBNA2, são apresentadas na Figura 23 e 24, respectivamente.

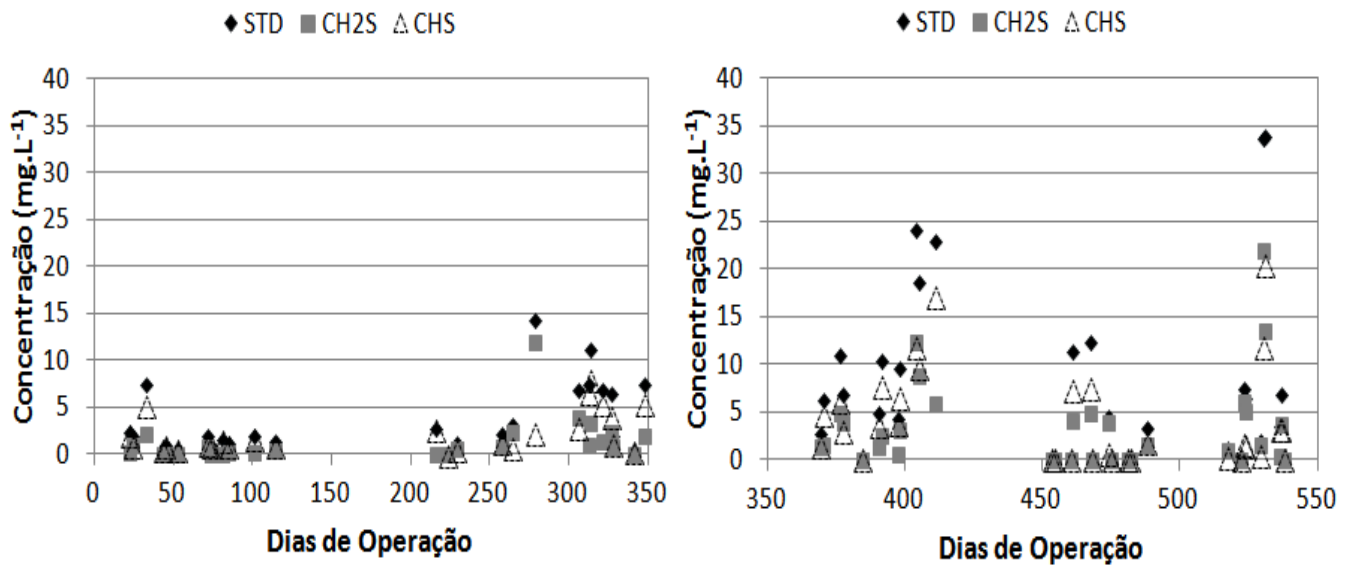


Figura 23 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso para o FBNA1 nas etapas 1 e 2

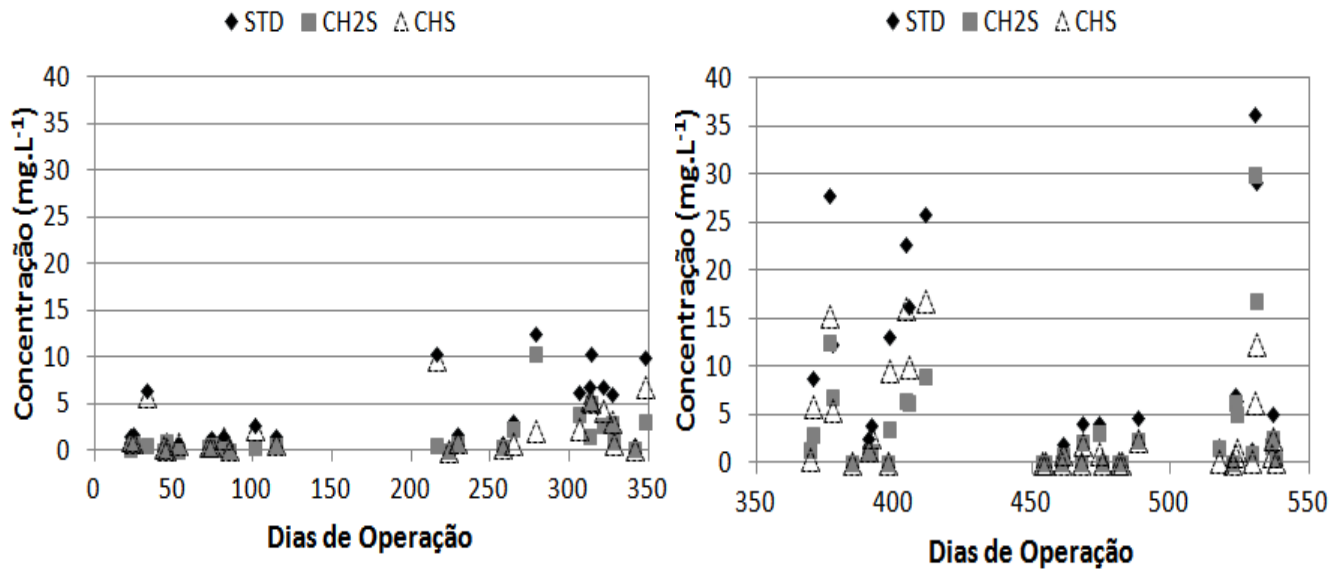


Figura 24 – Distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso para o FBNA2 nas etapas 1 e 2

A maior parte do sulfeto que se encontrava nos efluentes dos FBNA1 e FBNA2, nas duas etapas, era na forma de HS^- , e quando o pH apresentou valor médio próximo ou igual a 7,0 50% do sulfeto estava presente na forma dissociada HS^- (menos tóxica) e os outros 50% na forma associada (H_2S) (Figura 23 e 24).

Koster et al. (1986) comentam que o efeito tóxico do sulfeto na atividade metanogênica acetoclástica é estritamente dependente do pH. Na faixa de pH de 6,4 a 7,2 existe correlação entre a concentração de sulfeto de hidrogênio ionizado e a máxima atividade metanogênica acetoclástica. No entanto, na faixa de pH de 7,8 a 8,0 a atividade máxima metanogênica acetoclástica decai rapidamente com o incremento do sulfeto de hidrogênio.

De acordo com Glória, 2009, o H_2S (g) é altamente solúvel no líquido no interior do reator anaeróbio, quando comparado ao metano. A partir da Lei de Henry (lei de solubilidade de gases), para a temperatura de 25°C e para uma atmosfera gasosa no interior do reator constituída de 70% de metano e 0,01% de sulfeto de hidrogênio, a concentração de saturação de CH_4 no efluente do reator seria de cerca de 15 mg.L⁻¹, ao passo que para H_2S a concentração de saturação seria de 33 mg.L⁻¹.

A Tabela 9 mostra as concentrações de sulfeto produzido de acordo com a remoção de sulfato.

TABELA 9 – VALORES DAS MÉDIAS DE SO_4^{2-} , S^{2-} E DA PRODUÇÃO TEÓRICA DE SULFETO PRODUZIDO DEVIDO A SULFATO REDUÇÃO DURANTE AS ETAPAS 1 E 2

PARÂMETROS	ETAPA 1				ETAPA 2		
				TDH			
PARÂMETROS	1,09	0,75	0,5	0,25	0,25	0,5	0,75
SO_4^{2-} afluente	40,3	42,3	27,0	54,3	54,2	50,6	60,4
SO_4^{2-} efluente FBNA1	8,0	19,9	14,3	26,9	39,4	20,4	14,3
SO_4^{2-} efluente FBNA2	5,4	15,1	13,1	20,0	34,4	18,8	13,0
Sulfeto gerado FBNA1	2,4	1,5	4,0	6,2	9,0	4,6	9,6
Sulfeto gerado FBNA2	2,1	1,5	4,8	6,2	10,1	3,5	9,1
Produção Teórica de Sulfeto FBNA1	10,9	7,4	4,2	9,1	4,9	10,0	15,3
Produção Teórica de Sulfeto FBNA2	11,6	9,0	4,6	11,4	6,6	10,6	15,8

Nos FBNA1 e 2 o sulfeto produzido difere na maioria das vezes do valor teórico. Para o FBNA1 a correlação entre o sulfeto produzido e o sulfato reduzido foi de 0,054 mg de sulfeto por mg de sulfato, enquanto que para o FBNA2 apresentou correlação de 0,075 mg de sulfeto por mg de sulfato. Já a conversão total do sulfato a sulfeto apresentou um coeficiente estequiométrico de 0,333 mg de sulfeto por mg de sulfato (Figura 25).

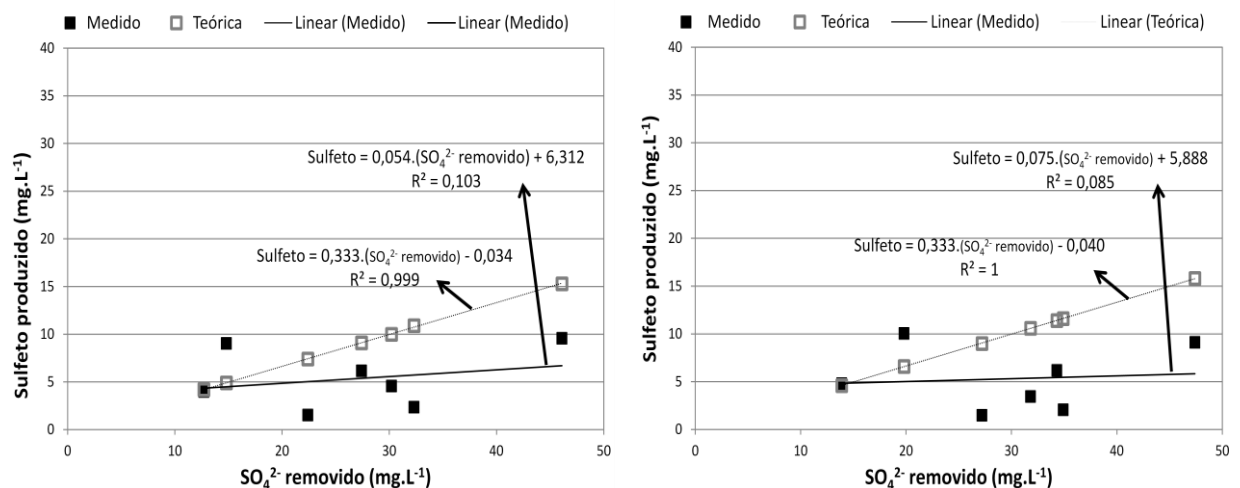


Figura 25 – Correlação entre o sulfeto produzido e o sulfato reduzido nos FBNA1 e 2, respectivamente

5.7 VARIAÇÃO DE OUTROS COMPOSTOS QUÍMICOS: ALCALINIDADE, pH, TURBIDEZ, CONDUTIVIDADE, CLORETOS E TEMPERATURA

Os resultados alcançados para alcalinidade, pH, turbidez e temperatura para água cinza bruta podem ser visualizados na Tabela 10.

A alcalinidade média encontrada para água cinza bruta variou de 11,4 a 116,7 mgCaCO₃.L⁻¹. Este valor encontra-se na faixa do valor reportado por Magri et al. (2008) e Valentina (2009).

De acordo com Moraes (2008), os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO₃⁻), carbonatos (CO₃⁻) e os hidróxidos (OH⁻). Este parâmetro é importante para o tratamento anaeróbio, visto que equilibra o pH, importante para o desenvolvimento dos microrganismos (Figura 26).

TABELA 10 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS DURANTE A ETAPA 1 E 2 DA FASE EXPERIMENTAL PARA A ÁGUA CINZA BRUTA

ETAPA 1				
AFLUENTE				
PARÂMETROS	TDH = 1,09	TDH = 0,75	TDH = 0,5	TDH = 0,25
AT (mgC ₃ CO ₃ .L ⁻¹)	49,8±16,2	46,9±16,7	25,1±11,3	30,1±14,6
pH	8,9±1,2	8,5±0,8	7,3±0,9	8,6±0,8
Turbidez (UT)	63,1±26,0	45,5±11,1	32,0±20,0	23,4±21,0
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	240,4±146,3	173,4±126,5	136,5±76,8	378,0±233,1
Cloretos (mgCl ⁻ .L ⁻¹)	15,6±4,8	16,0±2,3	14,3±2,7	13,7±3,7
Temperatura (°C)	24,3±1,2	24,1±2,2	23,2±1,9	22,1±1,1
ETAPA 2				
AFLUENTE				
PARÂMETROS	TDH = 1,09	TDH = 0,75	TDH = 0,5	TDH = 0,25
AT (mgC ₃ CO ₃ .L ⁻¹)	-	39,2±25,5	45,5±11,4	59,4±30,0
pH	-	8,6±1,3	8,7±0,8	8,2±1,2
Turbidez (UT)	-	42,1±30,9	38,9±17,2	101,7±88,7
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	-	243,8±177,0	257,3±164,4	468,3±505,3
Cloretos (mgCl ⁻ .L ⁻¹)	-	17,6±5,5	15,9±2,5	15,4±6,2
Temperatura (°C)	-	26,0±1,7	23,9±1,7	23,4±1,5

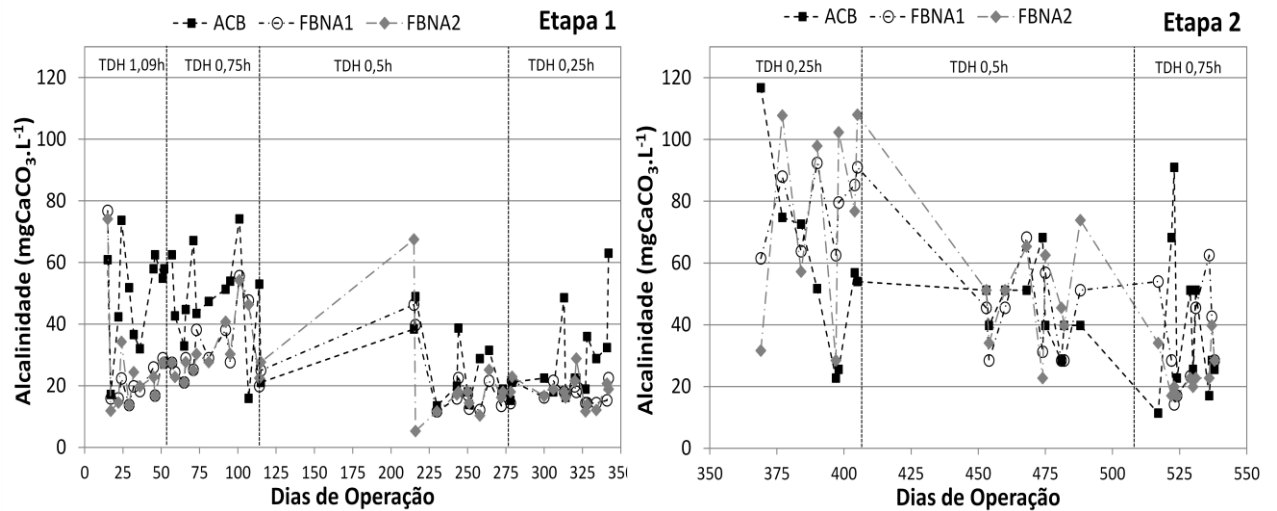


Figura 26 – Série histórica de alcalinidade total na água cinza bruta e nos efluentes dos filtros nas etapas 1 e 2

Ao observar a figura percebe-se que o TDH não influenciou na alcalinidade da água cinza tratada. Na realidade, a maior influência é proveniente dos produtos utilizados na limpeza de roupas, tal como pode ser observado no período em que a máquina de lavar estava com defeito, TDH de 0,5 h na etapa 1, quando houve uma redução na alcalinidade total. O valor obtido ao se analisar a alcalinidade total apenas da água cinza gerada pela máquina de lavar roupas foi de $22,63 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

O potencial hidrogeniônico da água cinza estudada está de acordo ao publicado por diversos autores, em torno de 9,0 (FRIEDLER, 2004; SACCON, 2009; DONNER et al., 2010), e também está dentro da faixa característica para esgoto doméstico. Conforme está representado na Tabela 8, o pH da água cinza bruta se mostrou na maioria das vezes alcalino, o que pode estar relacionado aos produtos de limpeza utilizados na lavagem de roupas (como sabão em pó e amaciante) e durante os banhos (sabonetes e shampoos). Assim como ocorreu na alcalinidade, para o TDH de 0,5 h da etapa 1, também houve uma diminuição do pH (Figura 27) e da turbidez.

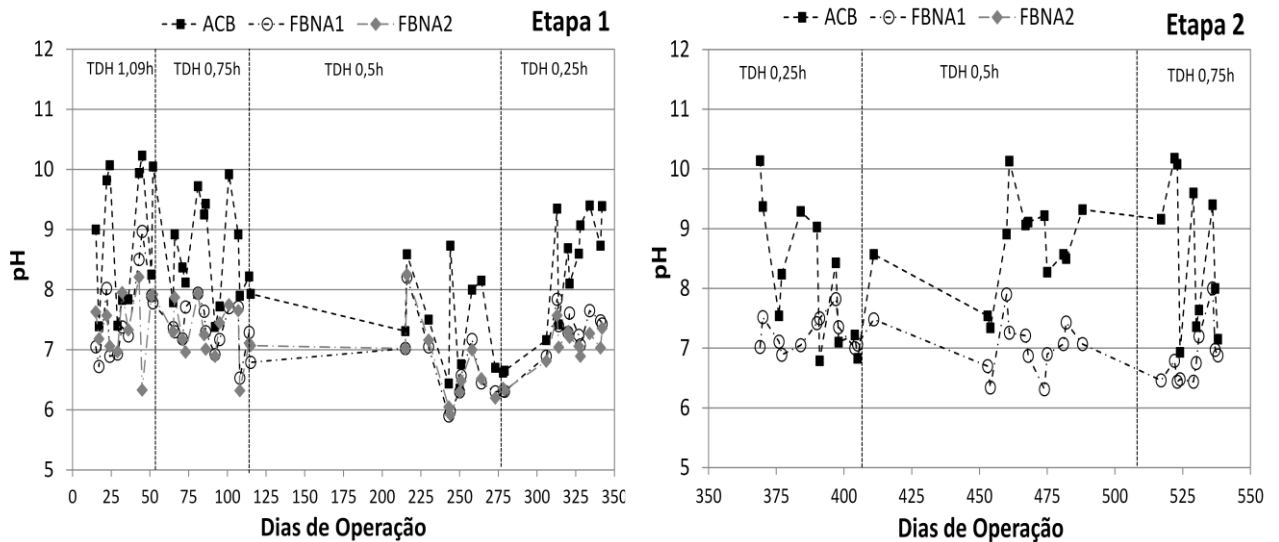


Figura 27 – Séries históricas do pH da água cinza bruta e dos efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2

Quanto a variável turbidez (Figura 28), a eficiência de remoção para o filtro biológico não aerado 1, durante a etapa 1, ficou em torno de 81%, 55%, 52% e 32%, para os TDH de 1,09 h, 0,75, 0,5 e 0,25 h, respectivamente. Já para o filtro 2 a remoção foi de 21%, 14%, 30% e 36%. Este resultado demonstra que a maior eficiência de remoção dos sólidos ocorre no FBNA 1. No entanto, apenas com o tempo de detenção de 0,25 h que houve maior remoção no FBNA 2.

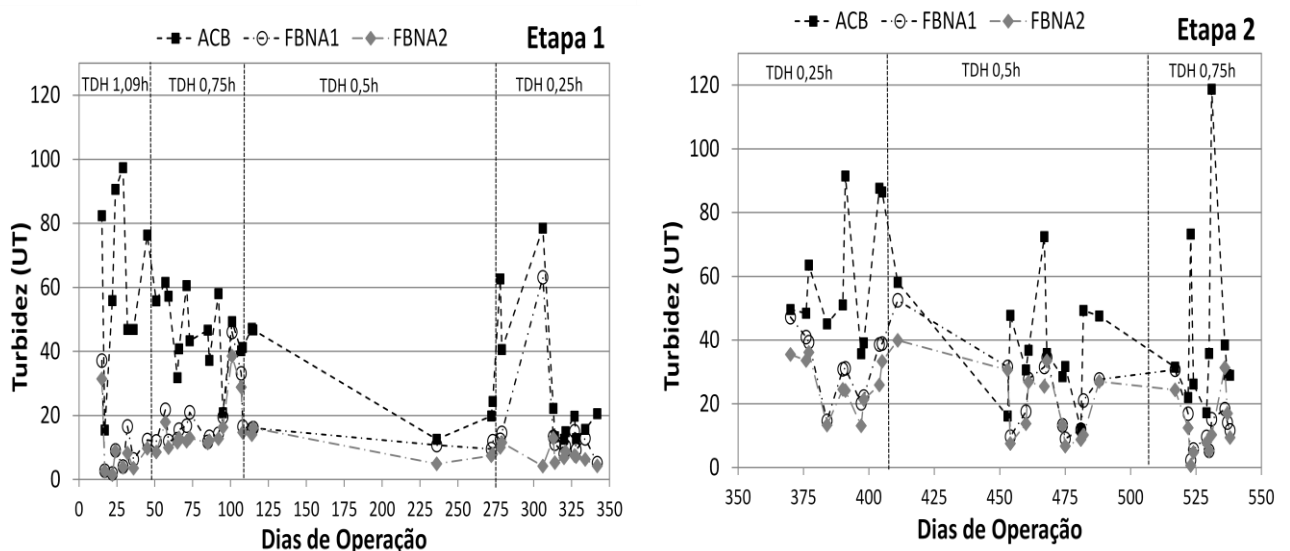


Figura 28 – Série histórica para as concentrações de turbidez para água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2

A condutividade da água cinza bruta variou de $136,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $468,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto que nos efluentes dos filtros 1 e 2 a variação foi de $89,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $293,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e de $80,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $242,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente. Durante o período em que a máquina de lavar estava com defeito também houve diminuição na condutividade (TDH 0,5 h da etapa 1).

Os valores médios de cloretos para os efluentes variaram de $7,7 \text{mgCl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ a $15,4 \text{mgCl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ para o FBNA1 e de $7,7 \text{mgCl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ a $15,8 \text{mgCl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ para o FBNA2. Na água cinza os cloretos são provenientes da dissolução de sais, como o cloreto de sódio (NaCl). Como nessa água cinza, não possui o efluente de cozinha, os valores encontrados são mais baixos. Neste caso, os cloretos são advindos do suor que fica impregnado nas roupas e liberados durante a lavagem das roupas, além do mais, muitos produtos de higiene possuem elevadas concentrações de NaCl.

A Figura 29 apresenta os gráficos *boxplot* para as etapas 1 e 2 referente as temperaturas observadas durante todo período de operação. Observou-se um comportamento semelhante entre as amostras afluente e efluentes, durante a etapa 1.

Na etapa 2 ocorreu uma pequena elevação da temperatura, devido as estações mais quentes do ano (primavera e verão) e outro ponto a ser destacado é que nesse período houve menor amplitude nos dados, demonstrando pouca variação da temperatura nesses meses.

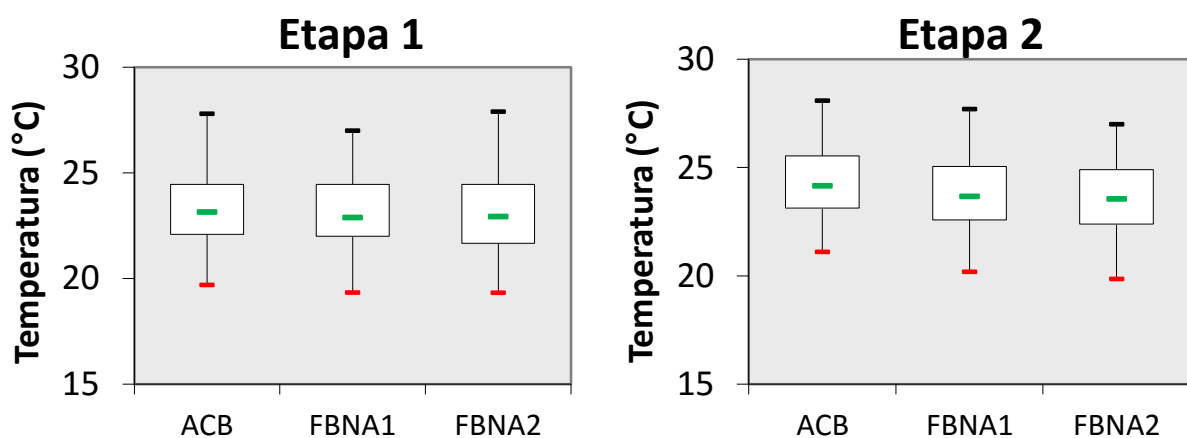


Figura 29 – Gráfico *boxplot* para a temperatura medida na água cinza bruta e efluentes dos filtros durante as etapas 1 e 2

5.8 MRS

O emprego do método de microplacas de 96 poços proposto do Lima (2006) evidenciou a presença dos microrganismos redutores de sulfato em amostras do lodo e nos efluentes dos filtros não aerados.

O ponto de coleta que obteve maior presença para os MRS foi o ponto do FBNA2 na altura de 0,8m a partir do fundo do filtro (Figura 30), apresentando aproximadamente $(6,93 \times 10^4$ NMP MRS/mL). Já o que apresentou menor presença foi na altura de 0,1m do FBNA1 ($2,31 \times 10^3$ NMP MRS/mL).

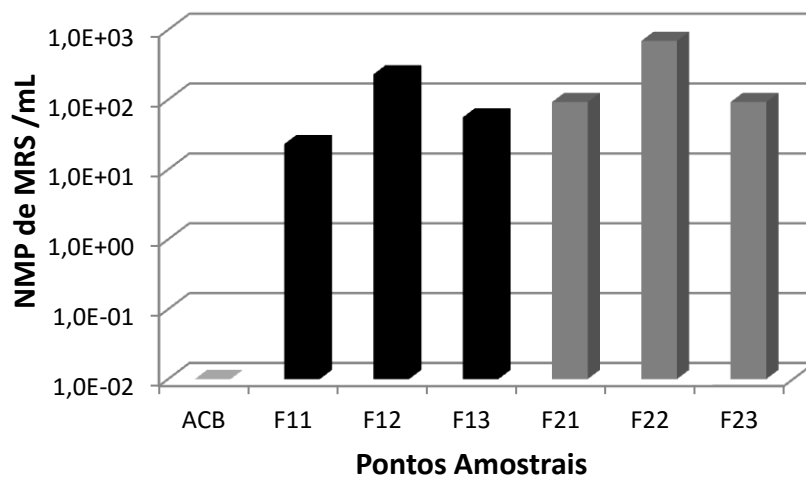


Figura 30 – Valor médio encontrado para a biomassa de MRS nas diferentes alturas dos FBNA1 e 2

Provavelmente o filtro 2, na altura de 0,8m, houve maior concentração de MRS, devido a uma maior adaptação desses microrganismos nesta região, culminando numa maior remoção de sulfato e menor presença das AM.

Silva et al. (2002), ao analisarem a presença de MRS em diferentes alturas de um reator UASB tratando esgoto doméstico, verificaram que onde havia baixa produção de metano encontrava-se maior número de MRS. A composição desta comunidade é influenciada pela

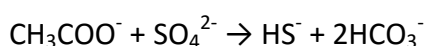
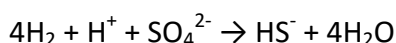
competição entre o carbono orgânico assim como por parâmetros ambientais, como a temperatura e o pH, por exemplo.

5.9 CÁLCULO DA DQO UTILIZADA PELA SULFETOGÊNESE

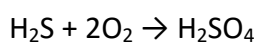
Em sistemas anaeróbios o predomínio de MRS pode ser apontado, a partir da DQO, pelo percentual elevado de substrato consumido por este grupo de microrganismos, quando comparado ao consumido pelo grupo das AM.

Isa et al. (1986), citado por Subtil (2007), estabeleceram o conceito de fluxo de elétrons para quantificar a extensão da competição entre as MRS e as AM, que nada mais é do que o percentual da DQO consumido por cada um dos dois grupos microbianos. O fluxo de elétrons pode ser calculado da seguinte forma:

A utilização do hidrogênio (H_2) e do acetato (CH_3COO^-) como doador de elétrons na redução do sulfato é dada pelas seguintes reações:



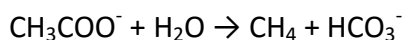
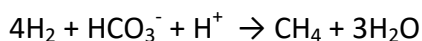
A reação de oxidação completa do sulfeto de hidrogênio (H_2S) é dada por:



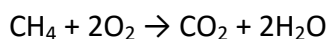
Sendo assim, 1 mol de SO_4^{2-} reduzido equivale a 1 mol de H_2S produzido e 2 moles de O_2 consumidos na sua oxidação total ou a 64 g de DQO utilizada. Logo, a DQO orgânica utilizada pelas BRS é igual a seguinte equação:

$$B = n^{\circ} \text{ moles } SO_4^{2-} \times 64 \quad (\text{Equação 4})$$

As reações de formação de CH_4 a partir do H_2 e do CO_2 e de CH_3COO^- , são apresentadas respectivamente:



A reação de oxidação do CH_4 é dada por:



Desta forma, 1 mol de CH_4 produzido equivale a 2 moles de O_2 consumidos na sua oxidação total ou a 64 g de DQO utilizada na oxidação. Logo, a DQO orgânica utilizada pelas AM é igual ao nº de moles de CH_4 produzido vezes 64 g = A g de DQO.

$$A = n^\circ \text{ moles } \text{CH}_4 \times 64 \quad (\text{Equação 5})$$

A porcentagem da DQO consumida no processo anaeróbio pelas BRS e pelas AM, é dada pelas seguintes equações:

$$\% \text{DQO}_{\text{BRS}} = \left(\frac{B}{\text{DQO}_{\text{remov.}}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 6})$$

$$\% \text{DQO}_{\text{AM}} = \left(\frac{A}{\text{DQO}_{\text{remov.}}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 7})$$

A Tabela 11 apresenta a porcentagem da DQO consumida no processo anaeróbio pelas BRS e pelas AM durante o período operacional considerando o efluente final do FBNA2.

TABELA 11 – PORCENTAGEM DA DQO CONSUMIDA NO PROCESSO ANAERÓBIO PELOS MRS E AM DURANTE AS ETAPAS 1 E 2

PARÂMETROS	ETAPA 1				ETAPA 2		
	1,09	0,75	0,5	0,25	0,25	0,5	0,75
	TDH						
%DQO _{BRS}	13	15	9	31	8	16	28
%DQO _{AM}	87	85	91	69	92	84	72

Neste estudo, a concentração de metano não foi analisada, entretanto, convencionou-se que a DQO restante consumida se deve às AM.

5.10 AVALIAÇÃO DO BALANÇO DE MASSA

Seghezso (2004) afirma que o balanço de massa, especificamente de DQO, pode ser uma ferramenta útil para esclarecer o fluxo de matéria orgânica através do reator, avaliar o desempenho do processo, validar métodos e parâmetros, além de prever as saídas.

Para os cálculos do balanço de massa de DQO e enxofre, utilizou-se das médias das principais variáveis envolvidas em cada condição operacional, que resultaram em g DQO.d⁻¹ e g S.d⁻¹.

A vazão foi avaliada a cada dia de coleta pelo método direto, utilizando um cronômetro e béquer de 1 L. Assumiu-se que a vazão afluyente ao filtro 1 é igual ao filtro 2.

5.10.1 Balanço de massa em termos de DQO

Os cálculos para o balanço de massa da DQO podem ser observados a seguir:

DQO afluyente total:

$$DQO_{afl} = \frac{Q \times DQO_{afl}}{1000} \quad (\text{Equação 8})$$

A eficiência da remoção da matéria orgânica pode ser definida pela equação 9:

$$\eta = \left(\frac{DQO_{afl} - DQO_{efl}}{DQO_{afl}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 9})$$

Onde:

Q: é a vazão em L.d⁻¹;

η : é a eficiência de remoção de DQO;

DQO_{afl}: é a DQO afluyente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2;

DQO_{efl}: é a DQO efluyente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2.

DQO removida:

$$DQO_{rem} = \eta \times DQO_{afl} \quad (\text{Equação 10})$$

DQO efluyente:

$$DQO_{efl} = DQO_{afl} - DQO_{rem} \quad (\text{Equação 11})$$

Com as análises quinzenais do perfil de sólidos no lodo, pode-se definir a quantidade de DQO utilizada para o crescimento celular.

DQO lodo:

$$Y_{\text{obs}} = g_{\text{SST}}/g_{\text{DQO}} \quad (\text{Equação 12})$$

$$DQO_{\text{lodo}} = Y_{\text{obs}} \times DQO_{\text{rem}} \quad (\text{Equação 13})$$

DQO sulfato:

$$ESO_4^{2-} = \frac{C \text{ SO}_{4\text{afl}} - C \text{ SO}_{4\text{efl}}}{1000} \times 100 \quad (\text{Equação 14})$$

$$C \text{ SO}_{4\text{conv}}^{2-} = \frac{Q \times C \text{ SO}_{4\text{afl}}^{2-} \times ESO_4^{2-}}{1000} \quad (\text{Equação 15})$$

$$DQO \text{ SO}_4^{2-} = DQO_{\text{rem}} \times C \text{ SO}_{4\text{conv}}^{2-} \times K_{\text{DQO-SO}_4^{2-}} \quad (\text{Equação 16})$$

Onde:

$C \text{ SO}_4^{2-}$: é a concentração de sulfato;

$K_{\text{DQO-SO}_4^{2-}}$: é a relação DQO/sulfato;

DQO metano:

$$DQO \text{ CH}_4 = DQO_{\text{rem}} - DQO_{\text{lodo}} - DQO_{\text{SO}_4^{2-}} \quad (\text{Equação 17})$$

O balanço de massa global para DQO nas etapas 1 e 2 pode ser visualizado na Figura 31, em que mostra os valores obtidos com as médias de cada parâmetro relacionados ao FBNA1.

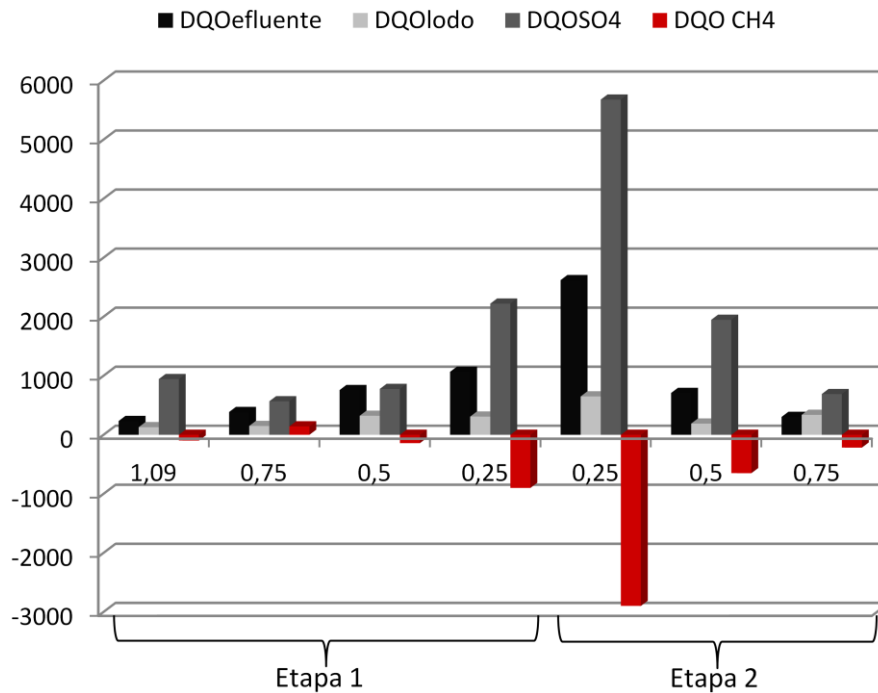


Figura 31 – Balanço de massa em termos de DQO para o FBNA1

Ao observar o balanço de massa referente ao FBNA2 (Figura 32), percebe-se que pouca coisa é removida neste compartimento.

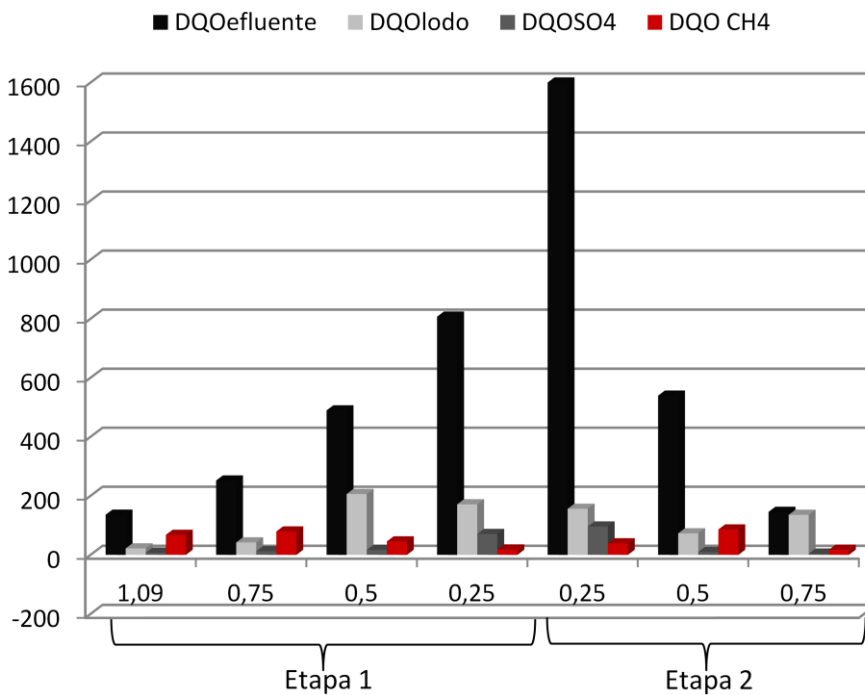


Figura 32 – Balanço de massa em termos de DQO para o FBNA2

Observa-se que o TDH possui influência significativa no balanço de DQO, ou seja, com o aumento do TDH ocorre o incremento da produção de CH_4 e, conseqüentemente, a DQO efluente é reduzida com o aumento do TDH.

5.10.2 Balanço de massa em termos de enxofre

Os cálculos para o balanço de massa em termos de enxofre, são apresentadas a seguir:

Enxofre afluente total:

$$\text{Safl} = \frac{Q \times \frac{32}{96} \times [\text{S_SO}_4^{2-}] + [\text{S_S}^{2-}]}{1000} \quad (\text{Equação 18})$$

Em que:

Q: é a vazão em L.d^{-1} ;

SO_4^{2-} _{afi}: é a concentração de sulfato afluente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2;

S^{2-} _{afi}: é a concentração de sulfeto afluente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2.

Enxofre efluente total:

$$\text{Sefl} = \frac{Q \times \left(\frac{32}{96} \times [\text{S_SO}_4^{2-}] + [\text{S_S}^{2-}] \right)}{1000} \quad (\text{Equação 19})$$

Em que:

Q: é a vazão em L.d^{-1} ;

SO_4^{2-} _{afi}: é a concentração de sulfato efluente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2;

S^{2-} _{afi}: é a concentração de sulfeto efluente ao filtro biológico não aerado 1 ou 2.

Enxofre convertido:

$$S_{SO_{4conv}} = \frac{Q \times \frac{32}{96} \times ([S_{SO_4^{2-}}]_{af} - [S_{SO_4^{2-}}]_{ef})}{1000} \quad (\text{Equação 20})$$

Sulfato dissolvido no efluente:

$$S_{SO_{4efl}} = \frac{Q \times \frac{32}{96} \times [S_{SO_4^{2-}}]_{efl}}{1000} \quad (\text{Equação 21})$$

H₂S dissolvido no efluente:

$$S_{H_2S_{efl}} = \frac{Q \times [S_{H_2S_{efl}}]}{1000} \quad (\text{Equação 22})$$

Enxofre perdido:

$$S_{perdas} = S_{af} - S_{ef} \quad (\text{Equação 23})$$

As Tabelas 12 e 13 apresentam os resultados referentes ao balanço de massa de enxofre para o FBNA1 e FBNA2, respectivamente.

TABELA 12 – BALANÇO DE MASSA EM TERMOS DE ENXOFRE DURANTE AS ETAPAS 1 E 2 PARA O FBNA1

PARÂMETROS	ETAPA 1				ETAPA 2			
	1,09	0,75	0,5	0,25	0,25	0,5	0,75	
<i>S</i> _{SO₄²⁻} afluente	13,4	14,1	9,0	18,1	18,1	16,9	20,1	
<i>S</i> _{SO₄²⁻} efluente FBNA1	2,7	6,6	4,8	9,0	13,1	6,8	4,8	
<i>S</i> _{SO₄conv}	33,6	34,1	26,6	122,8	66,4	62,7	70,1	
<i>H</i> ₂ <i>S</i> _{diss}	6,6	6,8	19,2	64,5	11,7	1,4	28,1	
<i>S</i> _{SO₄efl}	8,4	30,2	29,7	120,3	176,3	42,5	21,8	
<i>S</i> _{efl}	15,7	37,2	54,5	203,0	297,8	71,0	65,5	
<i>S</i> _{perdas}	32,8	33,9	21,0	104,6	-43,2	35,6	54,5	
<i>Q</i> (L.d ⁻¹)	3.124,8	4.564,8	6.235,2	13.435,2	13.435,2	6.235,2	4.564,8	

TABELA 13 – BALANÇO DE MASSA EM TERMOS DE ENXOFRE DURANTE AS ETAPAS 1 E 2 PARA O FBNA2

PARÂMETROS	ETAPA 1				ETAPA 2			
	1,09	0,75	0,5	0,25	0,25	0,5	0,75	
$S_{SO_4^{2-}}$ afluente	2,7	6,6	4,8	9,0	13,1	6,8	4,8	
$S_{SO_4^{2-}}$ efluente FBNA2	1,8	5,0	4,4	6,7	11,5	6,3	4,3	
S_{SO_4} conv	2,8	7,3	2,4	30,7	22,2	3,5	1,9	
H_2S_{diss}	7,3	7,0	24,8	82,7	121,4	28,5	43,7	
S_{SO_4} efl	5,6	22,9	27,2	89,6	154,2	39,0	19,9	
S_{efl}	12,1	29,7	57,1	172,8	289,3	60,5	61,5	
S_{perdas}	3,6	7,5	-2,7	30,3	8,5	10,5	4,0	
Q (L.d ⁻¹)	3.124,8	4.564,8	6.235,2	13.435,2	13.435,2	6.235,2	4.564,8	

O balanço de massa de enxofre pode ser verificado na Figura 33 para o FBNA1 e na Figura 34 para o FBNA2. O enxofre afluente está representado pela parcela do enxofre convertido (S_{SO_4conv}), mais o enxofre dissolvido (H_2S_{diss}), mais o sulfato dissolvido no efluente (S_{SO_4efl}).

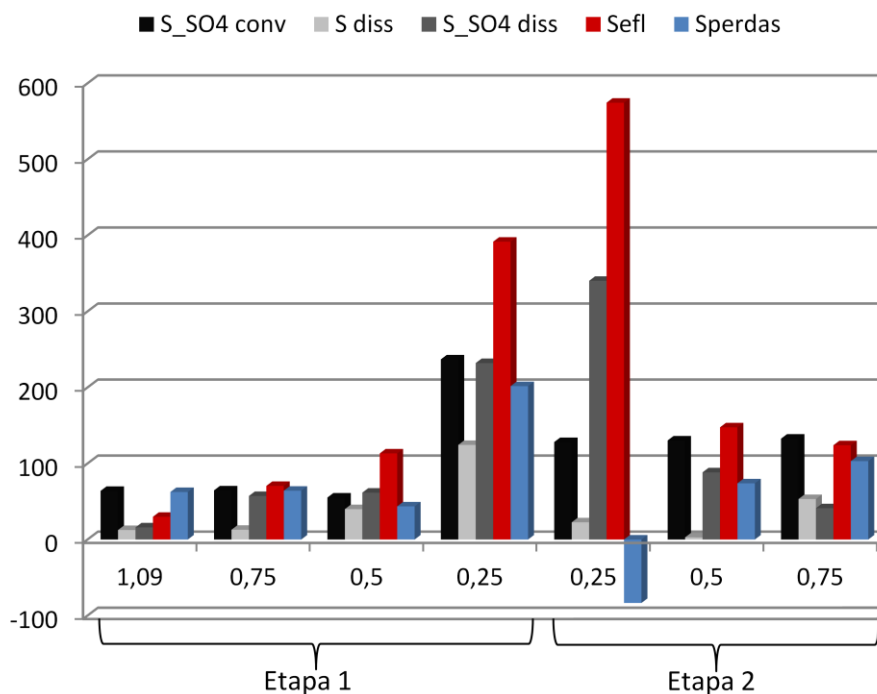


Figura 33 – Balanço de massa em termos de enxofre para o FBNA1

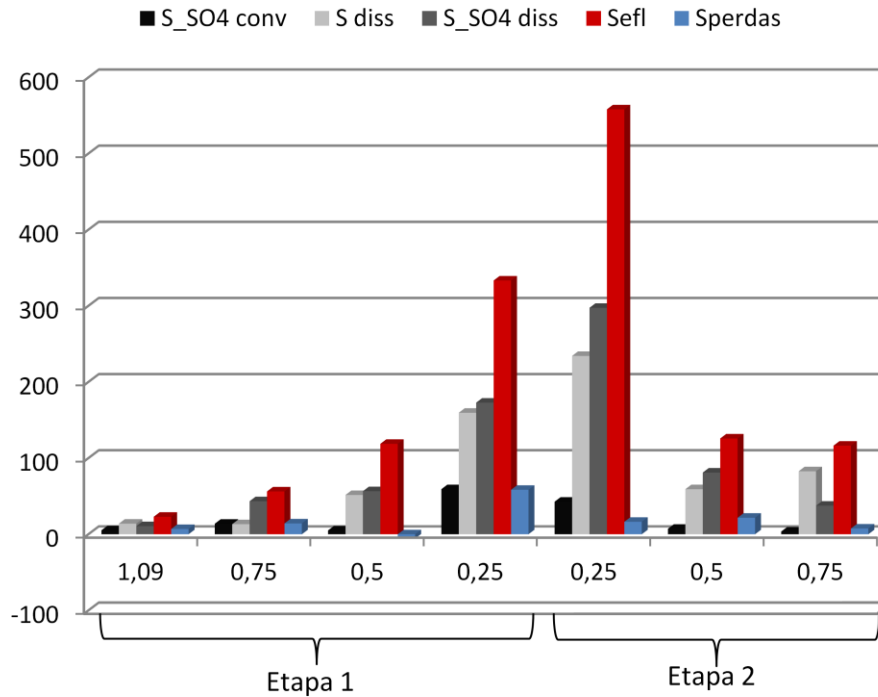


Figura 34 – Balanço de massa em termos de enxofre no FBNA2

No balanço de enxofre, os parâmetros mais destacados foram sulfato efluente (S_{eff}), exceto para o TDH de 1,09 na etapa 1. O enxofre relacionado ao lodo e ao biogás (S_{perdas}), foram maiores no FBNA1.

5.11 COLIFORMES TERMOTOLERANTES E *Escherichia coli*

A média geométrica do NMP de coliformes termotolerantes (CT) encontrado na água cinza bruta foi de $1,4 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ para o TDH de 1,09 h, de $4,8 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 0,75 h, de $1,3 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 0,5 h e de $2,0 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 0,25 h, na primeira etapa. Na etapa 2, os valores encontrados para os TDH de 0,25 h, 0,5 h e 0,75 h, foram respectivamente, $4,5 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, $1,9 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ e $8,9 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹.

Na pesquisa realizada por Bazzarella (2005), Rebêlo (2011) e Knupp (2013), a concentração média para coliformes totais foi de $1,9 \times 10^7$ NMP.100mL⁻¹, $2,7 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹, $2,2 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, respectivamente.

Para os TDH da etapa 1 de 1,09 h, 0,75 h, 0,5 h e 0,25 h, as densidades de coliformes totais no efluente do filtro 1 foram: $1,2 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹, $1,1 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹, $1,3 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, $1,6 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, respectivamente. Para a etapa 2, as densidades encontradas foram $1,1 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,25 h), $1,2 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,5 h), $7,9 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,75 h). Já para o efluente do filtro 2, as concentrações em ordem decrescente do TDH da etapa 1 foram: $2,5 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, $3,0 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, $9,4 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $6,5 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹. Enquanto que para a etapa 2 as densidades foram: $2,8 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, $5,4 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, $7,2 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, para os TDH de 0,25, 0,5 e 0,75 horas.

De uma maneira geral, a maioria das amostras apresentaram contagens para *E. coli* abaixo do esperado, sendo obtido densidade de *E. coli* na ordem de $2,8 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $7,8 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $3,9 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹ e $9,1 \times 10^{-1}$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 1,09 h, 0,75 h, 0,5 h e 0,25 h, durante a etapa 1. Na etapa 2, as densidades encontradas para *E. coli* foram $1,3 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,25 h), $2,0 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,5 h), $1,1 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹ (TDH 0,75 h).

Para os efluentes dos FBNA1, as densidades encontradas foram de $9,0 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $1,3 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, $2,8 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹ e $2,0 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 1,09 h, 0,75 h, 0,5 h e 0,25 h. Enquanto que na etapa 2, os valores encontrados foram $1,0 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹, $2,1 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹ e $3,5 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹, para o TDH de 0,25 h, 0,5 h e 0,75 h.

Durante a etapa 1, o efluente do FBNA2, apresentou concentrações em ordem decrescente do TDH de $4,9 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $9,8 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $4,5 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹ e $9,1 \times 10^{-1}$ NMP.100mL⁻¹. Enquanto que para a etapa 2 as densidades foram: $1,8 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹, $2,1 \times 10^1$ NMP.100mL⁻¹ e $4,5 \times 10^0$ NMP.100mL⁻¹, para os TDH de 0,25, 0,5 e 0,75 horas.

5.12 CARACTERÍSTICAS DO LODO

O lodo gerado no filtro 1 se caracterizou como um lodo mais denso e maior concentração de sólidos totais quando comparado com o lodo do filtro 2, conforme pode ser visualizado na Figura 35.



Figura 35 – Amostras de sólidos totais dos filtros 1 e 2, respectivamente

A relação SSV/SST não variou muito ao modificar o TDH, o que indica que esta variável não interferiu na produção de lodo do sistema. O valor médio da relação SSV/SST ficou em 60% para o FBNA1 e de 58% para o FBNA2.

Com relação a sedimentabilidade do lodo, foi utilizado o índice volumétrico do lodo (IVL₃₀). O IVL é o volume em mililitros ocupado por grama de lodo, após uma sedimentação de 30 minutos em cilindro graduado de 1,0 L.

O valor médio de IVL₃₀ foi de aproximadamente 11,5 mL.g⁻¹ para o lodo do FBNA1. No entanto, a mediana apontou um valor bem abaixo, 1,3 mL.g⁻¹. Já para o lodo do FBNA2, o valor médio e a mediana foi de 17,1 mL.g⁻¹ e 8,5 mL.g⁻¹, respectivamente. Com isso, a sedimentabilidade encontra-se na faixa abaixo de 50, indicando que o lodo se encontra em microflocos, de acordo com a literatura.

Ao longo da pesquisa, não foi preciso fazer nenhum descarte do lodo.

5.12. 1 Microbiologia do lodo

No geral, entre os microrganismos encontrados durante a microscopia óptica do lodo, estavam as bactérias, os protozoários ciliados de vida livre, os ciliados pedunculados, os metazoários como os rotíferos, nematoides e anelídeos, além de cianobactérias, algas e fungos. Estes microrganismos são fundamentais para a clarificação do efluente, pois consomem a matéria orgânica.

A presença de ciliados livres indica boas condições de depuração. Os ciliados são predadores de flocos, isto é, alimentam-se de populações de bactérias. Grande presença de ciliado provoca a redução do número de bactérias e as mantém em máxima taxa de reprodução, ou seja, alta renovação celular (VAZOLLER, 1989; JENKINS et al., 1993) (Figura 36).



Figura 36 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário ciliado livre natante (*Aspidisca sp.*) (aumento de 40x)

Na fase de flocos bem formados começam a aparecer os ciliados sésseis, pedunculados ou não, mas que, sendo organismos fixos, requerem menores quantidades de alimento (MACIEL, 2002) (Figura 37). A presença de ciliados fixos como a *Vorticella sp.*, de acordo com Martins et al. (2002), pode indicar baixa concentração de oxigênio e elevada DBO no efluente final.



Figura 37 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário ciliado sésil pedunculado (*Vorticella sp*) (aumento de 40x)

Quando o sistema atinge graus de estabilidade ainda mais elevados, pode desaparecer os ciliados sésseis e estes serão substituídos por amebas, rotíferos, nematoides e até mesmo larvas que se alimentam de restos de bactérias mortas (Figura 38).

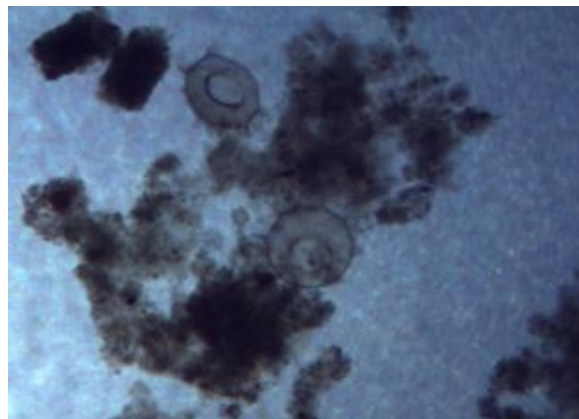


Figura 38 – Micrografia da amostra de lodo apresentando protozoário do gênero das amebas com tecas (*Arcella sp*) (aumento de 40x)

As amebas com tecas (*Arcella sp*) indicam, geralmente, condições estáveis de funcionamento (boa depuração) e uma baixa carga de lodo, segundo Hoffmann et al. (2001).

Na Figura 39, mostra a presença de um cisto de rotífero (indicada pela seta). Se alimentam principalmente de bactérias fixas ou livres. São os aspiradores, deixando o efluente com baixa turbidez, sendo que as fezes de rotíferos favorece a coesão dos flocos.

Geralmente eles incistam quando as condições do meio não estão apropriadas para a sua sobrevivência ou desenvolvimento, seja por falta de oxigênio, falta/excesso de matéria orgânica (alta competição devido à falta ou sobrecarga de alimento), falta de nutrientes (nitrogênio e fósforo), ou ainda a presença de algum composto tóxico etc. Estes cistos só foram visualizados na etapa 1, durante o TDH de 1,09 horas.

A função principal dos rotíferos é a estabilização de matéria orgânica no efluente, incluindo a decomposição desta e a reciclagem de nutrientes minerais (MACIEL, 2002).



Figura 39 – Micrografia óptica mostrando um cisto de protozoário ao centro

As formas de vida mais evoluídas são constituídas por nematoides (Figura 40) , tardígrados, conhecidos como ursos d'água (Figura 41) e anelídeos (Figura 42). Nos filtros ainda foi possível encontrar fungos (Figura 43) e cianobactérias (Figura 44).

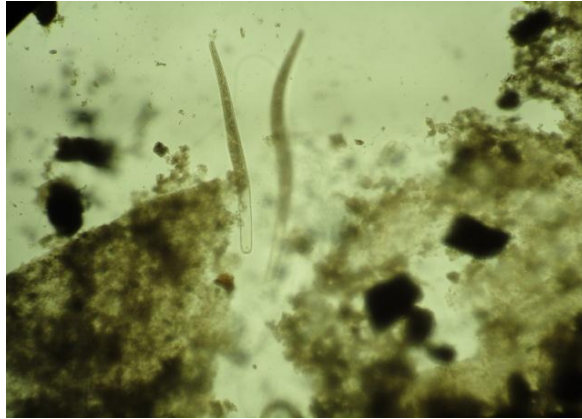


Figura 40– Micrografia óptica mostrando um nematoide (aumento de 40x)

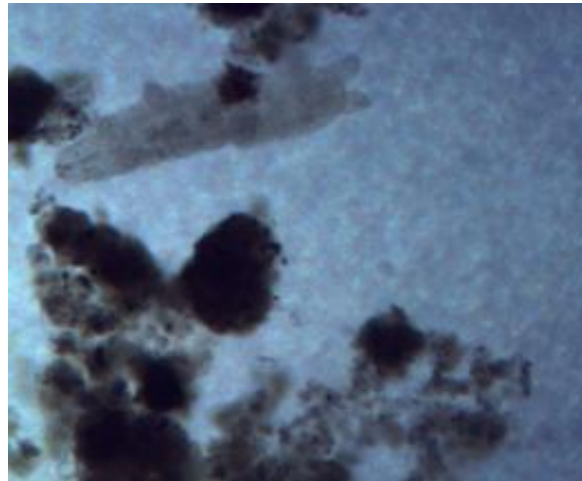


Figura 41 – Micrografia óptica mostrando um tardígrado, mais conhecido como urso d'água (aumento de 40x)

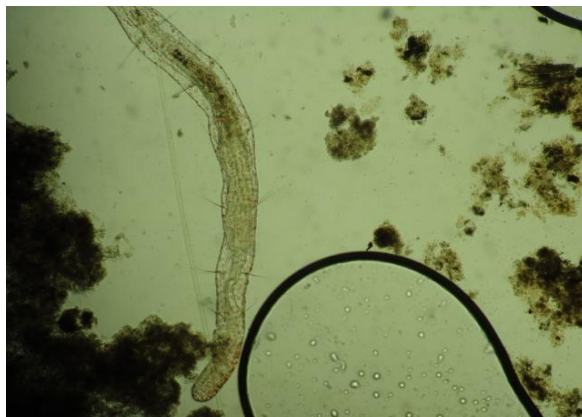


Figura 42 – Micrografia óptica mostrando um anelídeo, *Aleosoma* sp. (aumento de 40x)



Figura 43 – Micrografia óptica mostrando um fungo filamentosso (aumento de 40x)

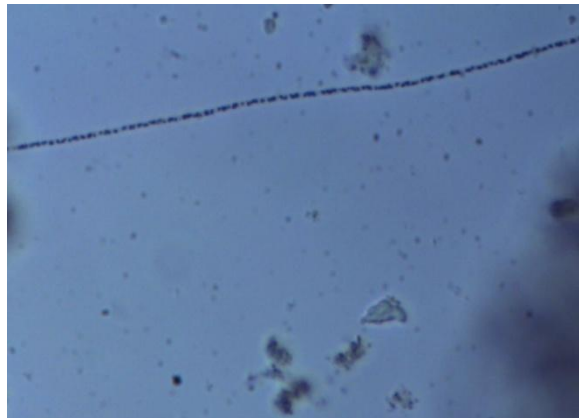


Figura 44– Micrografia óptica mostrando uma cianobactéria (aumento de 40x)

A visualização microscópica da microfauna existente nos filtros biológicos não aerados demonstrou certa diversidade no sistema biológico, indicando estabilidade no tratamento.

6 CONCLUSÕES

Os dados obtidos durante a operação dos filtros para o tratamento de água cinza clara, permitem concluir que:

- ✓ Os resultados de DQO e $DBO_{5,20}$ apresentaram a mesma tendência, sendo as melhores eficiências de remoção observadas para o TDH de 1,09 h de operação durante a etapa 1.
- ✓ Quanto ao tratamento, a via biológica anaeróbia é viável, visto que as relações $DBO_{5,20}/DQO$ para todos os TDH estiveram acima de 0,2, significando que o tratamento biológico pode ser utilizado.
- ✓ Quanto a relação DQO/SO_4^{2-} , percebeu-se que quando esta apresentou razão 5,0, houve uma maior eficiência na remoção da matéria orgânica (DQO) e também na redução de sulfato (89% e 87%, respectivamente). No entanto, na etapa 2 em que os filtros estavam submetidos ao TDH de 0,25 h, tanto a redução de matéria orgânica quanto a de sulfato sofreu limitação, apesar da relação DQO/SO_4^{2-} para o efluente do FBNA2 ser igual quando a eficiência de remoção para sulfato e DQO tenham sido máximos (4,2).
- ✓ A baixa relação DQO/SO_4^{2-} indica que os filtros biológicos não aerados funcionam pela via sulfetogênica, resultando na produção de H_2S , que pode estar na fase gasosa ou precipitado no lodo.
- ✓ As concentrações de sulfeto nos efluentes, variou de 0 a 34 mg.L^{-1} para o FBNA1 e de 0 a $36,4 \text{ mg.L}^{-1}$ para o FBNA2, indicando que ocorreu a sulfato redução, provavelmente devido a presença dos microrganismos redutores de sulfato nos filtros.
- ✓ A maior parte do sulfeto que se encontrava tanto no FBNA1 e FBNA2, nas duas etapas, era na forma de HS^- , e quando o pH apresentou valor médio próximo ou igual a 7,0, 50% do sulfeto estava presente na forma dissociada HS^- (menos tóxica) e os outros 50% na forma associada (H_2S).

- ✓ Ao realizar o balanço de massa para DQO notou-se que o TDH possui influência significativa no balanço de DQO, ou seja, com o aumento do TDH ocorre o incremento da participação do CH_4 , conseqüentemente, a DQO efluente é reduzida com o aumento do TDH.
- ✓ No balanço de massa do enxofre, a maior parte do enxofre saiu com o efluente.
- ✓ O ponto de coleta que obteve maior presença para os MRS foi o ponto do FBNA2 na altura de 0,8m a partir do fundo do filtro (Figura 34), apresentando aproximadamente $(6,93 \times 10^4 \text{ NMP MRS/mL})$. Já o que apresentou menor presença foi na altura de 0,1m do FBNA1 $(2,31 \times 10^3 \text{ NMP MRS/mL})$.
- ✓ A visualização microscópica da microfauna existente demonstrou certa diversidade no sistema biológico, indicando estabilidade no tratamento.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa, são feitas as seguintes recomendações para pesquisas futuras:

- ✓ Testar vários filtros utilizando diferentes materiais como meio filtrante;
- ✓ Avaliar a presença de substâncias surfactantes;
- ✓ Avaliar o efeito do aumento das concentrações de sulfato e matéria orgânica, mas com o mesmo TDH, quanto à remoção de sulfato e matéria orgânica;
- ✓ Realizar teste de atividade metanogênica (AME);
- ✓ Analisar a disponibilidade de substratos que possam ser utilizados tanto pelos MRS e AM;
- ✓ Monitorar a concentração de metano dissolvido;
- ✓ Averiguar a presença dos MRS e AM em cada TDH;
- ✓ Estimar a produção de lodo;
- ✓ Caracterizar o biogás.

8 REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

AGRA, C. A. **Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal da Paraíba. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

ALMEIDA, R. G. B. **Remoção de compostos sulfurosos em sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias**. 2012. 61 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

ALMEIDA, R. N. A. **Desenvolvimento, validação e aplicação de método molecular baseado na extração, amplificação e sequenciamento do rRNA para a identificação das bactérias formadoras de biofilme na superfície de membranas de osmose reversa**. 2009. 121 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, 2009.

ANDRADE, N. J.; BRIDGEMAN, T. A.; ZOTTOLA, E. A. Bacteriocidal activity of sanitizers against *Enterococcus faecium* attached to stainless steel as determined by plate count and impedance methods. **Journal of food protection**, v. 61, n. 7, p. 833-838, 1998. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9678165>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

APPHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washigton - DC. APHA, 2005.

ATLAS, R. M. **Hanbook of media for environmental microbiology**. CRC Press. New York, 1995. 540 p.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BREWER, D.; BROWN, R.; STANFIELD, G. Rainwater and greywater in buildings: project report and case studies. **Nota Técnica**, n. 7. Londres: BSRIA, 2001. Disponível em: <<https://www.bsria.co.uk/bookshop/sample/?id=tyxgpkgs1gm%3d>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Imituva**. 2004. 237 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

CAMARGO, L. R. **Formação de biofilmes microbianos em membranas poliméricas de poliamida e polietersulfona e seu controle por agentes sanitizantes**. 2011. 94 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) - Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. Projeto PROSAB.

CHANAKYA, H. N.; KHUNTIA, H. K. Treatment of gray water using anaerobic biofilms created on synthetic and natural fibers. **Process Safety and Environmental Protection**, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2012.12.004>>. Acesso em: 26 jan. 2013.

CHAVES, L. C. D. **Estudo da Cinética de Formação de Biofilmes em Superfícies em Contacto com Água Potável**. 2004. 187 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente). Universidade do Minho, Portugal. Disponível em: <<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/925/1/Tese%20Completa.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2012.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA, 1997. 246 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5), 380 p. 2007.

CHIN, W. H.; RODDICK, F. A.; HARRIS, J. L. Greywater treatment by UVC/H₂O₂. **Water Research**, v. 43, n. 16, p. 3940–3947, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409003959>>. Acesso em: 16 set. 2012.

CHONG, S.; CHONG, J. Methane: a natural gas. **Microbiology Today**, p. 124-127, 2008. Disponível em: <https://uqu.edu.sa/files2/tiny_mce/plugins/filemanager/files/4180164/methane-microbe.pdf>. Acesso em: 12 out. 2012.

COUTO, E. A., et al. Greywater treatment in airports using anaerobic filter followed by UV disinfection: an efficient and low cost alternative. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-8, ago. 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.065>>. Acesso em: 12 out. 2014.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Dynamic of sulfetogenesis associated to methanogenesis in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor. **Process Biochemistry**, v. 44, n. 9, p. 1050-1054, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135951130900141X>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

DONNER, E.; ERIKSSON, E.; REVITT, DM.; SCHOLE, L.; HOLTEN LÜTZHØFT, H-C.; LEDIN, A. Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. **Science of Total Environment**, v. 408, n. 12, p. 2444-2451, 2010. Disponível em: <

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710001774>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic Biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Research**, v. 41, n. 6, p. 1379-1387, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135406007135>>. Acesso em: 12 mai. 2012.

ERIKSSON, E.; AUFFARH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462075801000644>>. Acesso em: 12 mai. 2012.

FREITAS, J. S.; GONÇALVES, J. S.; GONÇALVES, R. F. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos de águas cinzas ricas em sulfato através de filtros biológicos não aerados. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012, Salvador. **Anais do XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2012.

FRIEDLER, E. Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. **Env. Tech.**, v. 25, n. 9, p. 997-1008, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15515266>>. Acesso em: 15 jul. 2012.

FRIEDLER, E.; HADARI, M. Economic feasibility of on-site grey water reuse in multi-storey buildings. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 221-234, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916406001391>>. Acesso em: 16 set. 2012.

GALAVOTI, R. C. **Efeitos das relações DQO/SO₄⁻² e das variações progressivas da concentração de sulfatos no desempenho de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. 2003. 287 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

GLÓRIA, R. M. **Estudo dos processos de formação, acumulação, emissão e oxidação de sulfeto de hidrogênio em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. 2009. 65 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

GONÇALVES, R. F.; BAZZARELLA, B. B.; PETERS, M. R.; PHILLIPPI, L. S. Gerenciamento de Águas Cinzas. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Uso racional da água em edificações**. Vitória: ABES, 2006, Cap. 4, p. 153 – 222.

GOMES, A. G. Filtros Biológicos Percoladores. **Revista TAE**, Especializada em Tratamento de Água e Efluentes, ed. 14, ano 3, ago/set 2013. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/noticiaInt.asp?id=6384>>. Acesso em: 03 nov. 2013.

HARADA, H.; UEMURA, S.; MOMONOI, K. Interaction between sulfate reducing bacteria and methane producing bacteria in UASB reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulfate. *Water Research*, v. 28, n. 2, p. 355-367, 1994. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135494902739>>. Acesso em: 16 set. 2012.

HERNÁNDEZ-LEAL, L.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Comparison of three systems for biological greywater treatment. **Water**, v. 2, n. 2, p. 155-169, 2010. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/2/155>>. Acesso em: 16 set. 2012.

_____. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination**, v. 270, n. 1–3, p. 111-115, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001191641000857X>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

HOCAOGLU, S. M.; ATASOY, E.; BABAN, A.; ORHON, D. Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 429, p. 139–146, 2013. Disponível em: <<http://ac.els-cdn.com/>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

HOFFMANN, H.; BENTO, A. P.; FILHO, P. B. Utilização da Imagem Microscópica na Avaliação das Condições de Operação – uma Aplicação da Experiência da Alemanha em Estações de Tratamento de Esgotos do Brasil. In: 21^º **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9 p. João Pessoa – PB, 2001.

JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Greywater characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science & Technology*, v. 50, p.157-164, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>>. Acesso em: 18 out. 2012.

JENKINS, D.; RICHARD M. G.; DAIGGER G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming**. Michigan (USA): Lewis Publishers, 1993.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara**. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2013.

KOSTER, I. W.; RINZEMA, A.; DE VEGT, A. L.; LETTINGA, G. Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. **Water Research**, vol. 20, n. 12, p. 1561-1567, 1986. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135486901211>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

LENS, P. N. L.; KUENEN, J. G. The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. **Wat. Sci. Tech**, v. 44, n. 8, p. 57-66, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11730137>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

LENS, P. N. L.; VISSER, A.; JANSSEN, A. J. H.; HULSHOFF POL, L. W.; LETTINGA, G. Biotechnological treatment of organic sulphate-rich wastewaters. **Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 41-88, 1998. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

LETTINGA, G. A good life environment for all through conceptual, technological and social innovations. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 2, p. 1–9, 2006. Disponível em: <<http://www.iwaponline.com/wst/05402/wst054020001.htm>>. Acesso em: 18 out. 2012.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709001594>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

LIMA, W. B. **Avaliação de metodologia para enumeração de Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS) em amostras ambientais utilizando microplacas de 96 poços**. 2006. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

LOBATO, Livia Cristina da Silva. **Aproveitamento Energético De Biogás Gerado Em Reatores UASB Tratando Esgoto Doméstico**. 2011. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MACÊDO, J. A. B. Biofilmes bacterianos, uma preocupação da indústria farmacêutica. **Revista Fármacos & Medicamentos**, v. 2, n. 7, p. 19-24, 2000. Disponível em: <<http://jorgemacedo.pro.br/Biofilmes%20bacterianosindustriafarmaceutica.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

MACHADO, S. M. O. **Avaliação do efeito antimicrobiano do surfactante cloreto de benzalcônio no controlo da formação de biofilmes indesejáveis**. 2005. 129 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, 2005. Disponível em: <<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/3466/1/Tese%20Final.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

MACIEL, C. B. **Microbiologia de lodos ativados da empresa FRAS-LE**. 2002. 122 f. Monografia(Graduação em Engenharia Química), Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2002.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D.P. **Brock –Biology of Microorganisms**. 12. ed. São Francisco: Pearson Education, 2009, 1061 p.

MAGRI, M. E.; FENELON, F. R.; RABELO, L.; ROSSETO, T. S.; PHILIPPI, L. S. Reúso de águas cinzas tratadas em descarga de vaso sanitário e rega de jardim. In: XIII Simpósio Luso-

Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008, Belém do Pará. **Anais...Belém do Pará: 2008.**

MARSHALL, K. C.; STOUT, R.; MITCHELL, R. Mechanism of initial events in the sorption of marine bacteria to surfaces. **Journal General Microbiology**, v. 68, p. 337-348, 1971. Disponível em: < <http://mic.sgmjournals.org/content/68/3/337.full.pdf+html>>. Acesso em: 10 jun. 2011.

MARTINS, M. J.; NICOLAU, A.; MANUEL, M.; LIMA, N. A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais. **Encontro Nacional de Saneamento Básico. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15 p., Braga, 2002 – “Uso Sustentável da Água : actas” [CD-ROM]. 2002.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 222 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2009.

MAY, S.; HESPANHOL, I. Tratamento de águas cinzas claras para reúso não potável em edificações. **REGA**, v. 5, n. 2, p. 15-24, jul./dez. 2008. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/015deab39e51351046230f5dbe0d69d5_3b499e2889f1f06330cab16ffdd70f61.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2012.

McKENZIE, J.; HAMILTON, W. A. The Assay of in-situ Activities of Sulphate-Reducing Bacteria in a Laboratory Marine Corrosion Model. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 29, n. 3-4, p. 285-297, 1992. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/096483059290049T>>. Acesso em: 2 jul. 2012.

MELO, L. F. Biofilmes e o Controle da Poluição. **Boletim de Biotecnologia**, v. 48, n. 16-25, p. 203-221, 1994.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4 ed. Nova York: McGraw Hill, 2003. 1819 p.

MOCKAITIS, G. **Redução de sulfato em biorreator operado em batelada e batelada alimentada sequenciais contendo biomassa granulada com agitação mecânica e “draft-tube”**. 2008. 348 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, 2008.

MORAES, P. B. Curso Superior de Tecnologia em Saneamento Ambiental CESET/UNICAMP. Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos. Notas de aula. 2008. Disponível em: < http://webensino.unicamp.br/disciplinas/ST502-293205/apoio/2/Resumo_caracteriza__o_de_efluentes_continua__o.pdf>. Acesso em: 08 ago. 2012.

MORAES, L. M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto provenientes de reatores anaeróbios sequenciais**. 2005. 183 f. Tese (Doutorado em

Engenharia Agrícola), Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

NSW HEALTH. **Greywater Reuse in Sewered Single Domestic Premises**. 2000. Disponível em: <<http://www.wsud.org/downloads/Info%20Exchange%20&%20Lit/NSW%20Health.pdf>>. Acesso em: 08 ago. 2012.

O'TOOLE, G. A.; KAPLAN, H. B.; KOLTER, R. Biofilm formation as microbial development. **Annu. Rev. Microbiol.**, v. 54, p. 49-79, 2002. Disponível em: <http://staff.unak.is/not/odduv/SLT1103/2000_OToole.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2012.

PATRÍCIO, I. C. Caracterização bioquímica e molecular de bactérias redutoras de sulfato isoladas na RPPN do Caraça, MG. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

POSTGATE, J. R. **The sulphate-reducing bacteria**. Cambridge: University Press, 1984.

REBÊLO, M. M. P. S. Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas. 2011. 113 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011.

RIZZO, A. C. L.; LEITE, S. G. F. **Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados**. Série Tecnologia Ambiental. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, n. 32. 2004. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/publicacao/CTs/CT2004-201-00.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

SACCON, S. Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza. 2009. 83 f. Trabalho Final de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade Dinâmica de Cataratas – UDC, Foz do Iguaçu, 2009. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb52.pdf>>. Acesso em: 2 jul. 2012.

SANT'ANNA JÚNIOR, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 424 p.

SARTI, A.; SILVA, A. J.; CÔRTEZ, R. S.; FORESTI, E. Remoção de sulfato de águas residuárias industriais em reator anaeróbio de leito fixo operado em bateladas sequenciais. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 13, n. 1, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522008000100003&lng=es&nrm=iso>. Acesso em: 15 mai. 2012.

SILVA, A. J.; VARESCHE, M. B.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Sulphate removal from industrial wastewater using a packed-bed anaerobic reactor. **Process Biochemistry**, v. 37, n. 9, p. 927-935, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003295920102977>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. 2010. 127 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SUBTIL, E. L. **Avaliação da redução de sulfato e produção de sulfeto dissolvido em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário em escala real**. 2007. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não-poável**. 2009. 162 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

van HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto. Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, 1994, 240 p.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia dos lodos ativados**. São Paulo: Cetesb, 1989.

VICH, D. V. Comunidade microbiana e produção de metano em reator anaeróbio em batelada com metilamina como fonte de carbono. 2010. 148 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde.../Danielevich.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2013.

VILELA, R. S. **Remoção de matéria orgânica de águas residuárias com elevada concentração de sulfato pelas vias sulfetogênica e metanogênica combinadas**. 2012. 120 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

VINCKE, E.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Analysis of the microbial communities on corroded sewer pipes - case study. **Appl. Microbiol. Biotechnol**, v. 57, p. 776–785, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11778893>>. Acesso em: 07 fev. 2011.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais. 1996, 211 p.

WHO (World Health Organization). **Overview of greywater management health considerations**. Amman, Jordan 2006. Disponível em: <<http://www.emro.who.int/ceha/pdf/Greywter%20English%202006.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2011.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; FRAZER-WILLIAMS, R.; PIDOU, M.; JEFFREY, P.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecological Engineering**, n. 32, n. 2, p. 187-197, 2008.

Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585740700211X>>.

Acesso em: 07 fev. 2011.

XAVIER, J. B.; PICIOREANU, C.; ALMEIDA, J. S.; van LOOSDRECHT, M. C. M. Monitorização e Modelação da Estrutura de Biofilmes. **Boletim de Biotecnologia**, v. 76, p. 2-13, 2002.

Disponível em: <http://biofilms.bt.tudelft.nl/pdf/2002_jxavier_biofilmes.pdf>. Acesso

em: 08 jan. 2011.

YAMAGUCHI, T.; HARADA, H.; HISANO, T.; YAMAZAKI, S.; TSENG, I. C. Process behavior of UASB reactor treating a wastewater containing high strength sulfate. **Water Research**, v. 33,

n. 14, p. 3182-3190, 1999. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135499000299>>. Acesso em: 15 jul. 2012.

ANEXO

TABELA 14 – MÉTODOS ANALÍTICOS EMPREGADOS NESTA PESQUISA

Parâmetro	Método	Referência
Alcalinidade	Titulação com ácido padrão até pH determinado	STANDARD METHODS-2320 B.
BRS	Método Microplacas (96 poços)	Lima (2006)
Coliformes termotolerantes	Método do Substrato Cromofluorogênico	STANDARD METHODS-9223A, 2005
Condutividade	Método Condutivimétrico	STANDARD METHODS-2510 B
Cloreto	Método Argentométrico	STANDARD METHODS-4500-H+ B
DBO	Método Respirométrico Simplificado - Oxitop	
DQO	Oxidação por dicromato de potássio em meio ácido	STANDARD METHODS-5220 D
E. coli	Método do Substrato Cromofluorogênico	STANDARD METHODS-9223A, 2005
OD	Método de Winkler	
pH	Leitura direta – Eletrométrico	STANDARD METHODS-4500-H ⁺ E
SST	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS-2540 D
Sulfato	Método Turbidimétrico	STANDARD METHODS-4500-SO ₄ ²⁻ E.
Sulfeto	Método Iodométrico	STANDARD METHODS-4500 S ₂ ⁻ F.
Turbidez	Nefelométrico	STANDARD METHODS-2130 B.