

CENTRO ESTADUAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA PAULA SOUZA
UNIDADE DE PÓS-GRADUAÇÃO, EXTENSÃO E PESQUISA
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTÃO E TECNOLOGIA
EM SISTEMAS PRODUTIVOS

RUBENS FRANCISCO DOS SANTOS

**ESTUDO SOBRE A UTILIZAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO COM BIOMASSA
ADERIDA EM ESPUMA DE POLIURETANO NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

São Paulo

Março/2016

RUBENS FRANCISCO DOS SANTOS

**ESTUDO SOBRE A UTILIZAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO COM BIOMASSA
ADERIDA EM ESPUMA DE POLIURETANO NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como exigência parcial para a obtenção do título de Mestre em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos do Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, no Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos, sob a orientação da Profa. Dra. Silvia Pierre Irazusta e co-orientação do Prof. Dr. Francisco Tadeu Degasperi.

São Paulo

Março/2016

Santos, Rubens Francisco dos

S237e Estudo sobre a utilização do reator biológico com biomassa aderida em espuma de poliuretano no tratamento de esgoto sanitário. / Rubens Francisco dos Santos. – São Paulo : CEETEPS, 2016.

126 f. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Silvia Pierre Irazusta

Coorientador: Prof. Dr. Francisco Tadeu Degasperi

Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos) – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, 2016.

1. Águas residuárias. 2. Esgoto. 3. Saneamento. 4. Reator biológico. I. Irazusta, Silvia Pierre. II. Degasperi, Francisco Tadeu. III. Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza. IV. Título.

RUBENS FRANCISCO DOS SANTOS

ESTUDO SOBRE A UTILIZAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO COM BIOMASSA
ADERIDA EM ESPUMA DE POLIURETANO NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO

Prof^a. Dra. Silvia Pierre Irazusta

Prof. Dr. Elisabeth Pelosi Teixeira

Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

São Paulo, 29 de março de 2016.

*À minha família, em especial à memória de
meu pai, cuja sabedoria permanece guiando
meus passos.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e família, em especial a minha esposa Rosana e aos meus filhos Binho, Biel e Gu, pelo carinho e pela paciência, que me permitiram prosseguir com este trabalho.

À Profa. Dra. Silvia Pierre Irazusta, pelo apoio na orientação e pela condução dos trabalhos que tornaram possível a conclusão da dissertação.

Ao Prof. Dr. Francisco Tadeu Degasperi, pelo apoio na orientação, sugestões e análise crítica que tornaram possível a conclusão desta dissertação.

À Profa. Dra. Elisabeth Pelosi Teixeira, pelas análises microbiológicas e pela colaboração essencial nas pesquisas e revisão do texto.

Ao Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour por suas valiosas contribuições para a elaboração dessa dissertação.

À auxiliar docente Renata Nascimento e a estagiária Bruna Carolina Rodrigues Silva, pelo auxílio nas análises microbiológicas.

Ao Eng. Robson Fontes da Costa, coordenador do curso de Hidráulica e Saneamento Ambiental da Fatec – SP, pela disponibilização da estrutura do laboratório de Saneamento para a realização do estudo.

Ao Biólogo Esp. Paulo Cesar Guimarães Pereira, pela colaboração, pelo apoio material e sugestões sempre bem vindas que foram essenciais para a realização da pesquisa.

À Profa. Patricia Hassato e ao estagiário João Antônio Barbosa, pelas análises físico-químicas e comprometimento com a pesquisa.

Ao Arq. João Acácio Pinto pelo fornecimento de amostras.

Ao Prof. Dr. Ariovaldo Nuvolari, pela colaboração e sugestões.

Ao Prof. Dr. Roque Pivelli, por compartilhar sua experiência em sala de aula.

Ao Eng. Héctor Patrício Alvial Muñoz, pela disponibilização das amostras.

Ao Enc. Márcio Alves Silva, pela colaboração e comentários essenciais para a conclusão do estudo.

Ao técnico Edilson de Oliveira Prado, pela colaboração na coleta de amostras.

A equipe de operadores da unidade de tratamento de esgoto Arnaldo Oliveira Silva, Emerson Sousa Fernandes, Jair Bordoní Martins, José Carlos Nicoletti Garcia, Milton Gonçalves Ferreira, Nilton Virgílio Francisco e Pedro André de Lima pela disponibilidade, simpatia e apoio na coleta de amostras.

Ao Químico Dr. Helvécio Carvalho Sena, pelo apoio material e sugestões essenciais para a realização da pesquisa.

Ao Químico Vicente Alves da Silva, pela amizade e colaboração na pesquisa.

Ao Gerente Marcio Luiz Rocha Paula Fernandes por permitir, a realização dos estudos e coleta de amostras na unidade operacional.

Ao Eng. Edward Brambila Marcellino pelo incentivo, confiança e principalmente pela amizade que permitiram a conclusão dos trabalhos.

Mestre não é quem sempre ensina, mas quem de repente aprende.

GUIMARÃES ROSA

RESUMO

SANTOS, R. F. **Estudo sobre a utilização do reator biológico com biomassa aderida em espuma de poliuretano no tratamento de esgoto sanitário**. 126 p. f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos). Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, São Paulo, 2016.

O presente trabalho teve por objetivo comparar a remoção da matéria orgânica entre dois reatores biológicos de biomassa aderida empregados no tratamento do esgoto sanitário utilizando diferentes meios suportes. Com esse objetivo foi idealizado um arranjo experimental em escala de bancada constituído de dois filtros anaeróbios operando em paralelo, com diâmetro 100 mm x altura 1000 mm, empregando respectivamente a brita graduada nº 04 (filtro nº 01) e cubos de poliuretano expandido (filtro nº 02). A eficiência do sistema foi avaliada pela determinação de remoção da carga orgânica, utilizando como parâmetro a demanda química do oxigênio (DQO), retenção de sólidos e turbidez. Para um tempo de detenção hidráulica de 12 horas foram registrados os seguintes resultados: considerando uma DQO média no efluente de $264 \pm 64 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, o filtro nº 01 apresentou DQO igual a $166 \pm 55 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ e redução de turbidez de $45 \pm 31,2 \%$, o filtro nº 02 apresentou DQO média igual a $128 \pm 60 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ e redução na turbidez de $62 \pm 20,6 \%$. A relação DQO/ DBO₅20 nas amostras variou entre 1,92 e 2,35 mg.L^{-1} . Não se observou redução significativa de sólidos nos filtros nº 01 e nº 02, tendo em vista que o efluente a ser tratado apresentava uma concentração baixa de sólidos totais (ST), variando entre 42 e 197 mg.L^{-1} e média de $95 \pm 53 \text{ mg.L}^{-1}$. A partir da análise dos resultados pode-se concluir que nas condições adotadas para o estudo, o filtro anaeróbio preenchido com espuma de poliuretano foi mais eficiente na remoção da matéria orgânica em comparação ao filtro anaeróbio preenchido com brita graduada, além de apresentar um menor peso específico e uma maior área superficial para a formação do biofilme.

Palavras-chave: Águas residuárias. Esgoto. Saneamento. Reator biológico.

ABSTRACT

Santos, R. F. **Study on the use of the bioreactor with biomass attached in polyurethane foam in the wastewater treatment.** 126 p. f. Dissertation (Professional Master's in Management and Technology in Production Systems). Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, São Paulo, 2016.

This study aimed to compare the removal of organic matter between two biomass adhered biological reactors used in the treatment of wastewater using different carriers. To reach this objective it was made an experimental arrangement consisting of two anaerobic filters operating in parallel, with 100 mm diameter and 1.0 m height, having been applied the graded gravel n. 04 on filter n. 01, and polyurethane foam cubes on filter n° 02. The system efficiency was evaluated by determining the removal of organic matter, using as parameter the chemical oxygen demand (COD), solids retention and turbidity. For a hydraulic retention time of 12 hours the following results were recorded: Considering an average COD in the influent wastewater of $264 \pm 64 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, the filter No. 01 presented COD equal to $166 \pm 55 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ and reduction in turbidity of $45 \pm 31.2\%$, while the filter medium n° 02 had COD equal a $128 \pm 60 \text{ mg .L}^{-1} \text{ O}_2$ and the reduction in turbidity of $62 \pm 20.6\%$. The ratio COD /DBO₅20 in the samples ranged between 1.92 and 2.35 mg L^{-1} . There was no significant reduction in solids filter n° 01 and n° 02, considering that the effluent to be treated had a low total solids (TS), ranging between 42 and 197 mg.L^{-1} , and an average of $95 \pm 53 \text{ mg .L}^{-1}$. From the analysis of the results it can be concluded, considering all the conditions applied to this research, the anaerobic filter filled with polyurethane foam was more efficient to the removal of organic matter compared to the anaerobic filter filled with graded gravel, besides presenting a smaller specific weight and a larger surface area for biofilm formation.

Keywords: Wastewater, Sewage. Sanitation. Biological reactor.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Parâmetro nitrogênio amoniacal total	26
Tabela 2:	Características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos	30
Tabela 3:	Coeficientes cinéticos típicos da digestão anaeróbia	42
Tabela 4:	Características de elementos suporte típicos para filtros anaeróbios	46
Tabela 5:	Comparação eficiência de tratamento	47
Tabela 6:	Eficiência de remoção da DQO de Fan com diferentes meio suportes	58
Tabela 7:	Parâmetros de Operação	69
Tabela 8:	Média histórica ST, SDT e SST	72
Tabela 9:	Resultados das análises de sólidos totais e sólidos suspensos voláteis	78
Tabela 10:	Variação DBO ₅ 20 entre 08/01/2016 a 15/02/2016	78
Tabela 11:	Carga orgânica volumétrica aplicada por filtro anaeróbio	81
Tabela 12:	Faixas de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias	82
Tabela 13:	Estimativa de do coeficiente de produção da biomassa	87
Tabela 14:	Relação DQO/DBO - reservatório de amostras	90
Tabela 15:	Padrão de qualidade para águas doces – DBO ₅ 20	90
Tabela 16:	Resumo dos resultados	93

LISTA DE QUADROS

Quadro 1:	Plano de amostragem	71
-----------	---------------------------	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Porcentagem de NH_3 e NH_4^+ em função do pH	26
Figura 2:	Razões de diluição para nitrogênio amoniacal e fósforo total	27
Figura 3:	Principais vias da digestão anaeróbia	33
Figura 4:	Fases do crescimento celular bacteriano.....	37
Figura 5:	Variação da taxa de crescimento específica.....	39
Figura 6:	Representação esquemática de um biofilme	44
Figura 7:	Percolação em meio poroso	47
Figura 8:	Reator pistonado ideal.....	49
Figura 9:	O modelo de digestão anaeróbia nº 1 – IWA.....	52
Figura 10:	Avaliação do Índice de vazios da espuma de poliuretano	57
Figura 11:	Fluxograma do arranjo laboratorial	59
Figura 12:	Reservatório de amostras – 60 L.....	62
Figura 13:	Bombas dosificadoras peristálticas.....	62
Figura 14:	Capela montada para o arranjo experimental.....	62
Figura 15:	Arranjo experimental montado	63
Figura 16:	Coleta de amostras de esgoto	66
Figura 17:	Entrada do esgoto bruto – tratamento preliminar	67
Figura 18:	Tratamento primário	67
Figura 19:	Ponto de coleta de amostras do reservatório	69
Figura 20:	Coleta de amostras de efluente tratado	69
Figura 21:	Caracterização do esgoto bruto – Amostras 2013 a 2015.....	72
Figura 22:	Caracterização do esgoto no ponto de coleta – amostras 2013 a 2015.....	74
Figura 23:	Variação da temperatura - jul/15 a ago/15.....	75
Figura 24:	Variação do pH - jul/15 a ago/15.....	75
Figura 25:	Variação temperatura / pH - jul/15 a ago/15.....	75
Figura 26:	Resultados obtidos com tempo de detenção de 6,0 h.....	76
Figura 27:	Variação da temperatura – jan/16 a fev/16	77
Figura 28:	Variação do pH - jan/16 a fev/16.....	78
Figura 29:	Variação da turbidez - jan/16 a fev/16.....	78
Figura 30:	Variação da DQO - jan/16 a fev/16	80
Figura 31:	Medições da DQO - reservatório e tratado	80
Figura 32:	Variação pH e Alcalinidade - jan/16 a fev/16	84

Figura 33:	Variação Turbidez - jan/16 a fev/16.....	86
Figura 34:	Variação ST e SVT - jan/16 a fev/16	87
Figura 35:	Variação da eficiência da remoção da DQO em função do tempo	91

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1:	Termo de confidencialidade.....	100
Anexo 2:	Série histórica – DQO – esgoto bruto e ponto de coleta.....	104
Anexo 3:	Série histórica – ST do esgoto bruto e do ponto de coleta.....	105
Anexo 4:	Série histórica – SST do esgoto bruto e do ponto de coleta.....	106
Anexo 5:	Série histórica – SDT do esgoto bruto e do ponto de coleta.....	107
Anexo 6:	Coleta de dados série de sólidos	108
Anexo 7:	Variação do pH – partida do reator anaeróbio	111
Anexo 8:	Coleta de dados – parâmetro turbidez.....	112
Anexo 9:	Coleta de dados DQO	113
Anexo 10:	Extrato da norma ABNT NBR 7229/1993 - tabelas 1 e 2	115
Anexo 11:	Coeficientes bioquímicos e equações cinéticas para compostos solúveis	116
Anexo 12:	Certificado do espectrofotômetro	118
Anexo 13:	Certificado solução padrão para DQO	119
Anexo 14:	Conjunto de reagentes para análise de DQO	120
Anexo 15:	Certificado de calibração do oxímetro	121
Anexo 16:	Certificado de análise solução padrão – oxigênio dissolvido	122
Anexo 17:	Certificado de calibração do turbidímetro	123
Anexo 18:	Equipamento e acessórios utilizados na pesquisa.....	124

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Norma Brasileira
OMS	Organização Mundial de Saúde
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento Básico
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
WHO	<i>World Health Organization</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

COV	Carga orgânica volumétrica
CSTR	<i>Continuously stirred tank bioreactor</i>
DBO	Demanda bioquímica do oxigênio
DHS	<i>Downflow hanged sponge</i>
DQO	Demanda química do oxigênio
DTH	Tempo de detenção hidráulica
FAn	Filtro anaeróbio
FBP	Filtro Biológico Percolador
k	Constante de velocidade de reação
k_0	Constante de velocidade de reação de ordem zero
MBBR	<i>Moving bed biofilm reactor</i>
MBR	<i>Membrane Bioreactor</i>
NH_4	Nitrogênio na forma amoniacal
NO_2^-	Nitrogênio na forma nitrito
NO_3^-	Nitrogênio na forma nitrato
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
SRT	<i>Sludge retention time</i>
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
t	Tempo
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TAS	Taxa aplicação superficial
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 Objetivos	23
1.1.1 Objetivo geral	23
1.1.2 Objetivo específico	23
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 O esgoto sanitário	25
2.2 Processos de tratamento de esgoto	30
2.2.1 Tratamento preliminar	31
2.2.2 Tratamento primário	32
2.2.3 Tratamento secundário	33
2.2.4 Digestão aeróbia	33
2.2.5 Digestão anaeróbia	34
2.2.6 Micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia	36
2.2.7 Processos de tratamento biológico	37
2.2.8 Balanço de massa do substrato e micro-organismos	39
2.3 Sistemas com suporte para crescimento aderido da biomassa	43
2.3.1 Filtros anaeróbios de Fluxo ascendente	43
2.3.2 Filtros percoladores	44
2.3.3 Meio suporte para crescimento aderido	45
2.4 Modelos para reatores	49
2.5 Dimensionamento de filtros anaeróbios	56
2.6 Operação de filtros anaeróbios	59
3 METODOLOGIA	59
3.1 Proposição do modelo para estudo	58
3.2 Tratamento de dados	61
3.3 Descrição do aparato experimental	61
3.4 Equipamentos utilizados	65
3.5 Coleta de amostras de efluentes	65
3.6 Parâmetros de operação	69
3.6.1 Partida dos reatores	68
3.6.2 Operação	70

3.6.3 Ajuste do tempo de detenção hidráulica	69
3.7 Plano de Amostragem	74
4 RESULTADOS	72
4.1 Caracterização das amostras de esgoto	72
4.2 Resultados da 1ª fase do estudo	74
4.3 Resultados da 2ª fase do estudo	74
5 DISCUSSÃO	81
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
7 RECOMENDAÇÕES	95
8 CONCLUSÃO	95
REFERÊNCIAS	97

1 INTRODUÇÃO

As técnicas de tratamento de esgoto doméstico têm evoluído ao longo dos anos em função do desenvolvimento urbano, em resposta às recorrentes crises sanitárias envolvendo aspectos relacionados à saúde pública em diversas civilizações e períodos históricos. O Brasil, de realidades distintas, mas de problemas comuns, tem passado por ciclos de desenvolvimento que ampliaram a prestação de serviços de saneamento, particularmente nas grandes e médias cidades através de políticas públicas direcionadas à interligação do maior número de usuários a um sistema de coleta e tratamento (SAIANI; TONETO JÚNIOR, 2010).

O Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANASA (1971 – 1986), contribuiu para a melhoria dos indicadores sociais. No entanto, as crises econômicas e a indefinição regulatória que se seguiram ao final desse ciclo, minguaram os investimentos no setor contribuindo para sua estagnação até a primeira década do século XXI. Nesse modelo, concebido na década de 1970, a relevância da questão de saúde pública em um país em desenvolvimento, levou à criação de companhias estatais, as quais, tendo em vista os ganhos de escala, unificaram a prestação de serviços de saneamento, monopolizando os investimentos no setor. A aplicação de subsídios cruzados obtidos mediante a cobrança de tarifas dos municípios operados foi a principal ferramenta para viabilizar a ampliação e a operação da infraestrutura nas regiões não atendidas, garantindo dessa forma, a sustentabilidade econômica do sistema (SAIANI; TONETO JÚNIOR, 2010). Entretanto, com a promulgação do Marco Regulatório do Saneamento Básico em 2007, se rediscute esse modelo, lançando novos desafios para os prestadores de serviços, o que naturalmente, envolverá uma plataforma de negociação multi setorial que represente a complexidade das relações envolvidas em seus aspectos sociais, ambientais e econômicos, visando à aplicação de tecnologias sustentáveis nestes quesitos.

Soluções inadequadas no aspecto sanitário, tais como, lançamento em fossas rudimentares, nos rios, nos lagos, no mar ou a falta de dispositivos sanitários apropriados são relativamente comuns em várias localidades, incluindo, municípios de pequeno porte, áreas periurbanas e comunidades isoladas ou afastadas da rede pública de coleta de esgoto (BRASIL, 2013).

Apesar da emergência da questão sanitária, a carência de mananciais com qualidade adequada ao abastecimento público tem suscitado o debate sobre a contaminação dos corpos d'água. Tais fontes por se caracterizarem como bens públicos, não sujeitos as leis econômicas, necessitam de uma regulamentação específica que estabeleça padrões ambientais que disciplinem o seu uso a fim de prevenir situações de conflito (BRASILEIRO; CICHOSKI; SINISGALLI, 2010). Nesse sentido, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, baseando-se no uso múltiplo das águas, adotou quatro classes principais, indicando as concentrações máximas permissíveis para cada uma através da Resolução 357/2005, direcionando, dessa forma, as técnicas disponíveis de tratamento de esgoto para a remoção dos contaminantes em função dos requisitos do afluente e das condições sanitárias da comunidade, reduzindo-se a carga orgânica e demais poluentes incorporados no efluente, além de agentes patogênicos, a fim de evitar a saturação da capacidade de autodepuração do corpo receptor (BRASIL, 2005).

Em que pesem as considerações citadas, a escolha de determinadas técnicas pode inviabilizar economicamente a aplicação de métodos de tratamento convencionais em sistemas descentralizados, fato que determina o estudo de soluções alternativas, tais como infiltração no solo e reuso agrícola, que podem ser alternativas eficientes se implantadas respeitando-se a realidade local, evitando a interligação do sistema a uma rede de coleta central (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009). A própria Organização Mundial de Saúde se refere ao saneamento como a aplicação da tecnologia de mais baixo custo que possa garantir a disposição higiênica da excreta humana e das águas residuárias e um ambiente limpo e saudável tanto na residência quanto na vizinhança dos usuários (WHO, 2014, tradução do autor).

Considerando-se a defasagem entre o desejável e o possível, ficam limitadas as opções voltadas para o uso de tecnologias de alto investimento inicial, torna-se relevante o desenvolvimento de novos processos e a difusão de materiais e técnicas alternativas voltadas para a melhoria da eficiência dos processos existentes, identificando-se tendências nacionais e internacionais, segundo as quais a matriz tecnológica do setor vem se moldando. Estes estudos permitiriam o acesso ao saneamento básico para sistemas descentralizados e comunidades não conectadas à rede de coleta pública (BRASIL, 2013).

O presente trabalho concentrou-se em avaliar a eficiência em relação à remoção da matéria orgânica carbonácea em reatores biológicos de leito fixo e expandido com biomassa aderida através da incorporação de um meio suporte desenvolvido em espuma de poliuretano. O aumento da área superficial proporcionado pela espuma tende a melhorar a eficiência do tratamento devido ao crescimento da população de micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, realizado com baixo demanda energética.

Tais equipamentos podem ser caracterizados como filtros anaeróbios, nos quais a estabilização da matéria orgânica realiza-se mediante o contato entre o efluente e o meio biológico filtrante submerso em um fluxo ascensional, na ausência do oxigênio ou como filtros percoladores, nos quais o esgoto percorre os interstícios do material suporte num fluxo descendente, entrando em contato com os micro-organismos aderidos à superfície em um ambiente aeróbio. O oxigênio necessário para o processo nesse caso é fornecido por ventilação natural (NUVOLARI et al, 2011, p. 264-398).

A utilização de filtros percoladores com espuma de maior área superficial tem sido pesquisada visando sua utilização como pós-tratamento de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, com potencial para remoção de nutrientes, em especial o nitrogênio, dessa forma, apresenta-se como uma alternativa eficiente e econômica dentro da matriz tecnológica existente (FANG, 2010, p. 103; ALMEIDA et al, 2011; EL-TABL; WAHAAB; YOUNES, 2013).

A pesquisa foi desenvolvida em um cenário de retomada dos investimentos públicos e da iniciativa privada no setor, a partir da aprovação do novo Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB que entre suas estratégias estabelece a promoção da melhoria da eficiência dos sistemas de tratamento de água e de esgotos existentes (BRASIL, 2013).

Em um país onde a falta de saneamento básico atesta a carência estrutural de boa parte dos municípios brasileiros, o incentivo ao aperfeiçoamento de produtos e à normalização dos equipamentos são fatores relevantes para a melhoria das condições sanitárias, além de proporcionar um ambiente propício para a renovação tecnológica das empresas do setor de saneamento.

1.1 Objetivos

1.1.1 Geral

Comparar a remoção da matéria orgânica entre dois reatores biológicos de biomassa aderida empregados no tratamento do esgoto sanitário utilizando diferentes meio suportes, a brita graduada nº 04 e cubos de poliuretano expandido.

1.1.2 Específico

Avaliar a redução de carga orgânica por meio da medição dos parâmetros Demanda Química do Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV) e turbidez.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Organização Mundial de Saúde – OMS define o Saneamento Básico como o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social (WHO, 2014).

A correlação entre aumento da população e o recrudescimento dos problemas relacionados à saúde pública derivado do crescimento dos núcleos urbanos, impulsionou o desenvolvimento de sistemas de coleta dos despejos residenciais a fim de garantir condições sanitárias mínimas nas cidades (NUVOLARI et al, 2011, p. 18). Contudo, o lançamento dos efluentes sem um tratamento adequado nos cursos d'água e lagos, muitas vezes, em quantidades superiores à capacidade de autodepuração desses corpos receptores, tem contribuído para o comprometimento dos aspectos ambientais relacionados à biota e aos ecossistemas interdependentes.

Segundo von Sperling (1995, p. 135), o principal efeito toxicológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Este decréscimo dos teores está associado à DBO, necessária aos processos de estabilização da matéria orgânica realizado pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio

disponível no meio para sua respiração. Quando a desoxigenação ultrapassa a capacidade de autodepuração do meio o impacto ambiental compromete a subsistência das espécies superiores neste ambiente.

Os padrões de qualidade adotados pela regulamentação vigente variam substancialmente em função da classificação do corpo hídrico, podendo ser mais restritivos ao visarem à proteção das comunidades aquáticas, o abastecimento urbano, a recreação e a irrigação ou menos restritivos, quando destinados à dessedentação animal e navegação, entretanto, fundamentando-se na Lei Federal 9.433/97, o consumo humano e a dessedentação animal tornam-se prioritários em situações de escassez (BRASIL, 1997).

No entanto, apesar do arcabouço regulatório e das metodologias disponíveis para controle da poluição, o lançamento de efluentes de esgotos domésticos *in-natura* nos corpos receptores é uma prática recorrente, podendo resultar em um processo de eutrofização e comprometimento dos reservatórios naturais.

A eutrofização caracteriza-se pelo crescimento excessivo de algas ocasionado pelo despejo incontrolado de nutrientes no meio aquático sendo que, tais poluentes podem ser rastreados em função das atividades exercidas na bacia hidrográfica. Por exemplo, a contribuição em áreas agrícolas sofre influência de fertilizantes e defensivos agrícolas e, nas áreas urbanas, divide-se do lançamento de esgotos domésticos, industriais, pluviais e o do lodo proveniente das estações de tratamento de água. A eutrofização pode acarretar consequências desagradáveis em relação aos aspectos ambiental e estético do manancial (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 9-14).

Torna-se necessário, portanto, o tratamento prévio desses despejos, a fim de permitir a redução da demanda de oxigênio necessária aos processos metabólicos dos organismos, evitar a propagação de patógenos de veiculação hídrica e prevenir o lançamento de substâncias tóxicas no corpo receptor. Nesse sentido, o tratamento de esgoto pode ser entendido como uma reprodução dos processos naturais de estabilização da matéria orgânica sob condições controladas e com taxas mais elevadas do que as que seriam possíveis pela depuração natural desses compostos (VON SPERLING, 2011, p.11).

2.1 O esgoto sanitário

Esgoto é uma definição genérica para as águas residuárias provenientes da atividade humana, incluindo desde as águas imundas que servem de veículo para o afastamento do excreta humano até despejos industriais de unidades fabris, dessa forma, para uma caracterização mais detalhada torna-se conveniente a separação do termo em duas classificações distintas, porém não excludentes, assim, no âmbito do presente estudo, adota-se a terminologia da norma brasileira, a qual refere-se ao esgoto doméstico como a água residuária gerada pela atividade higiênica e/ou de limpeza e o esgoto industrial como o despejo líquido proveniente de um estabelecimento industrial, compreendendo emanções de processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto doméstico (ABNT, 1993; 1997).

Ainda que se reconheça a origem diversa de seus compostos formadores, o esgoto sanitário apresenta uma composição típica de aproximadamente 99,9% de água e apenas 0,1% de sólidos, sendo que aproximadamente 75% desses sólidos são constituídos de matéria orgânica em processo de decomposição (NUVOLARI et al, 2011, p. 190).

O descarte apropriado dessa mistura heterogênea de compostos orgânicos e inorgânicos, voláteis e fixos em variados graus de solubilização num meio líquido, além de óleos e ácidos graxos insolúveis, apresenta-se como uma questão central à medida que se discute a gestão dos recursos hídricos. Dessa forma, vários constituintes do esgoto sanitário são passíveis de tratamento antes que o fluxo retorne ao ciclo hidrológico: os sólidos suspensos, que podem desenvolver depósito de lodo em condições anaeróbias quando esgoto não tratado é depositado em ambiente aquático, a matéria orgânica biodegradável, composta de proteínas, carboidratos e gorduras, mais comumente medida em DBO e DQO; os agentes patogênicos, transmissores de doenças de veiculação hídrica, além de nutrientes, tais como, nitrogênio e fósforo, os quais juntamente com o carbono são essenciais para o crescimento de micro-organismos e algas. Estes últimos, se descarregados no meio aquático podem levar a eutrofização do corpo receptor, e se descarregados no solo podem levar a contaminação da água subterrânea. Além destes há os poluentes prioritários, compostos orgânicos e inorgânicos reconhecidamente ou suspeitos de serem agentes carcinogênicos, mutagênicos, teratogênicos ou de alta toxicidade; os orgânicos refratários, capazes de resistir aos métodos tradicionais de tratamento como os surfactantes, os fenóis e os pesticidas agrícolas e os orgânicos

dissolvidos, que são adicionados à água através do uso, tais como o cálcio, o sódio e sulfatos, que podem ter de ser removidos para reuso da água (METCALF; EDDY, 2003, p. 7-8).

Os compostos orgânicos, quando lançados nos corpos d'água passam por um mecanismo natural de degradação que compreende várias fases, entre elas, a dispersão, a diluição e a sedimentação (ANDRADE, 2010). Entretanto, existe um limite para a capacidade de autodepuração dos rios e lagos devido ao equilíbrio do ecossistema envolvido. A solubilidade do oxigênio dissolvido (O_2) em água pode atingir um máximo de $8,11 \text{ mg.L}^{-1}$ a 25°C ao nível do mar, variando para valores inferiores em função do aumento da temperatura e da altitude do corpo receptor (Lei de Henry). O consumo do oxigênio dissolvido devido à estabilização da matéria orgânica pode comprometer a sobrevivência de espécies de maior porte e interesse comercial que exigem concentrações da ordem de $4,0 \text{ mg } O_2.\text{L}^{-1}$ (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 12). O lançamento de nutrientes, em especial, nitrogênio e fósforo, vem recebendo atenção devido à eutrofização dos corpos receptores. Em geral o balanço adequado entre carbono, nitrogênio e fósforo para o desenvolvimento de micro-organismos é aproximadamente 100:5:1 (VON SPERLING, 1995, p. 38).

No meio natural o nitrogênio encontra-se distribuído em diferentes formas e estados de oxidação sendo as espécies de maior importância para a engenharia sanitária, o nitrogênio orgânico, o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-) (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p.57).

O nitrogênio orgânico, em geral, combinado com proteínas, aminoácidos ou ureia ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$), e o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) podem acarretar a depleção do oxigênio dissolvido nas águas (MOTA; VON SPERLING; 2009, p. 28), entretanto a resolução CONAMA 430/2011 alterando a resolução CONAMA 357/2005 não restringe o nitrogênio amoniacal total no efluente de estações de tratamento de esgotos sanitários, utilizando o parâmetro apenas para classificação do corpo receptor, ficando a cargo do órgão ambiental a possibilidade de limitar este parâmetro em virtude da capacidade de sua diluição (BRASIL, 2005; 2011).

Embora tal regulamentação possa parecer permissiva, há, no entanto, uma ressalva na qual os efluentes lançados não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com suas metas obrigatórias progressivas, intermediárias ou finais para seu

enquadramento, sendo que, na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado (BRASIL, 2011).

Em síntese, mesmo que possa ser lançado acima dos parâmetros de classificação regulamentados, o efluente oriundo de estações de tratamento de esgoto, deve garantir a manutenção das características de qualidade do curso d'água após a zona de mistura.

As concentrações de Nitrato (NO_3^-) e de Nitrito (NO_2^-) são limitadas em 10,0 mg.L⁻¹ e 1,0 mg.L⁻¹ N, respectivamente para as águas de classes I, II e III, ponderando-se entre a vazão mínima de 7 dias consecutivos em 10 anos de recorrência ($Q_{7,10}$) do curso d'água e a vazão do efluente tratado com suas respectivas concentrações de NO_3^- e NO_2^- . Para a classe III especificamente limita-se o Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) em função do pH conforme indicado na Tabela 1 e na Figura 1 (BRASIL, 2005).

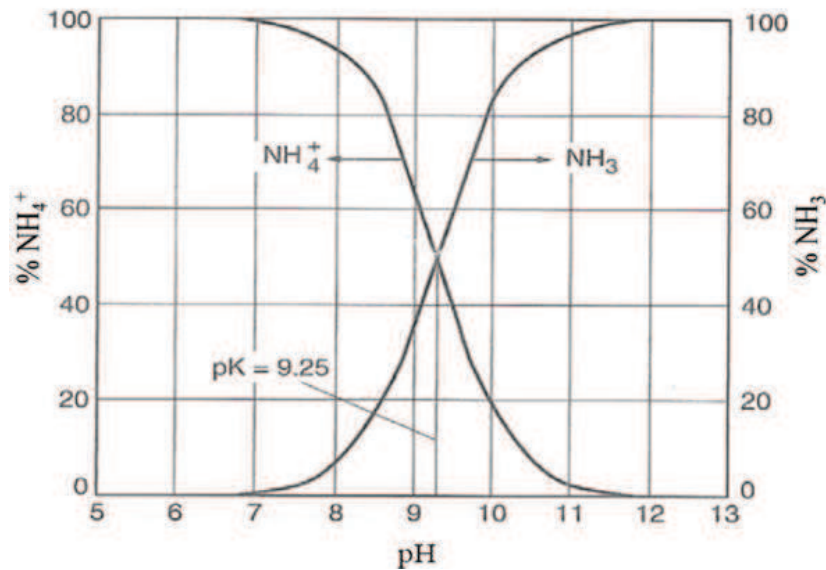
Tabela 1 - Parâmetro nitrogênio amoniacal total

Concentração máxima	Faixa do pH
13,3 mg.L ⁻¹ N	pH ≤ 7,5
5,6 mg.L ⁻¹ N	7,5 < pH ≤ 8,0
2,2 mg.L ⁻¹ N	8,0 < pH ≤ 8,5
1,0 mg.L ⁻¹ N	pH > 8,5

Fonte: BRASIL, 2005.

Em sua forma amoniacal o nitrogênio é potencialmente tóxico às espécies aquáticas (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 27) e na forma de nitrato (NO_2^-) está associado a doenças, tais como a metahemoglobina (VON SPERLING, 1996, p.36).

Figura 1 - Porcentagem de amônia livre (NH_3) e combinada (NH_4^+) em função do pH do meio.



Fonte: Metcalf; Eddy, 2003.

O fósforo é outro elemento essencial para a formação dos micro-organismos, além de participar da formação das moléculas do DNA e do RNA, sendo utilizado para o transporte de energia na forma de adenosina trifosfato (ATP). As formas usuais nas quais o fósforo é encontrado nas soluções aquosas incluem os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4), os polifosfatos, que incluem as moléculas complexas, dois ou mais átomos de fósforo, oxigênio e, em alguns, o hidrogênio e o fosfato inorgânico (METCALF; EDDY, 2003, p. 63). A resolução CONAMA 357/2005 limita o total do fósforo nas águas de classe I, II e III entre $0,020 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ em função do ambiente aquático, lântico, intermediário e lótico (BRASIL, 2005).

A partir dessa normatização torna-se possível relacionar a capacidade de diluição do corpo receptor em função da razão da diluição necessária entre o requisito de qualidade e a concentração do efluente lançado, expressa pela equação 1 (MOTTA; VON SPERLING et al, 2009, p 43).

$$\text{Razão de Diluição} = \frac{Q_r}{Q_e} = \frac{C_e - C_{\text{padrão}}}{C_{\text{padrão}} - C_r} \quad (1)$$

Q_r = vazão do rio a montante do lançamento ($L.s^{-1}$)

Q_e = vazão do esgoto lançado no rio ($L.s^{-1}$)

C_e = concentração no esgoto sendo lançado ($mg.L^{-1}$)

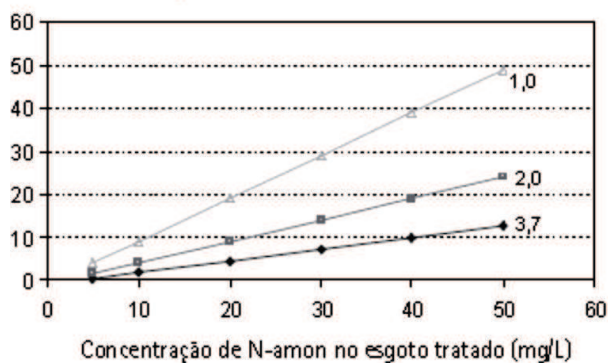
C_r = concentração no rio a montante do lançamento ($mg.L^{-1}$)

$C_{padrão}$ = concentração segundo o padrão de qualidade ($mg.L^{-1}$)

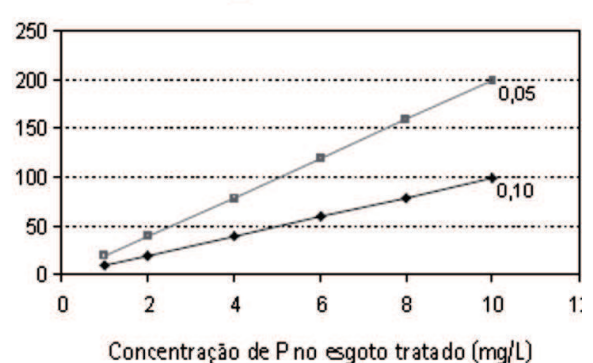
Através da equação 1, conhecendo-se as características do curso d'água e sua vazão histórica, pode-se deduzir as concentrações máximas permissíveis da carga lançada, conforme representado na Figura 2. Neste ponto, a análise da Figura 2 permite resumir a problemática da remoção do nitrogênio e do fósforo: quanto maior a concentração desses nutrientes no efluente final, maior será a razão de diluição necessária para manter o parâmetro mínimo de qualidade. Em muitos casos, a vazão do corpo receptor é insuficiente para promover a diluição adequada (MOTTA; VON SPERLING et al, 2009, p 44), o que implica na instalação de um pós-tratamento específico ou na ampliação do emissário final do efluente tratado objetivando aumentar Q_R através da ampliação da área de contribuição da bacia hidrográfica.

Figura 2 - Razões de diluição requeridas para se cumprir com os padrões do corpo receptor para nitrogênio amoniacal e fósforo total, segundo distintas concentrações no efluente

Razões de diluição requeridas - Nitrogênio amoniacal



Razões de diluição requeridas - Fósforo total



Fonte: Motta; von Sperling et al, 2009, p 44.

Tais opções podem levar ao aumento dos custos operacionais, entretanto, a crescente politização da questão ambiental tem aumentado o debate sobre os processos convencionais de tratamento de esgotos, que apresentam pouca eficiência na redução da amônia e do fósforo, desinfecção incompleta, variados graus de remoção de toxina e praticamente nenhuma remoção de produtos químicos não biodegradáveis (HAMMER; HAMMER JR, 1996, p.463).

2.2 Processos de Tratamento de Esgoto

Para a escolha de um processo de tratamento adequado é necessário o conhecimento das operações e processos unitários, recursos operacionais, efeitos no meio ambiente e os vários componentes do tratamento necessários para desenvolver a cadeia do processo desejado (QUASIM; 1999, p. 21), entretanto, a consolidação da opção é dependente da análise das condições econômicas da comunidade e a adequação do processo às suas condições socioambientais. A Tabela 2, adaptada de von Sperling, (1996, p.339-349), apresenta um sumário da eficiência de alguns processos de tratamento de efluentes com uma estimativa das áreas necessárias para sua implantação e custo de construção, ressaltando-se, neste caso, que o autor não inclui a rede de coleta na comparação, pois seu custo de implantação varia em função da topografia e das interferências localizadas ao longo do trajeto, podendo onerar significativamente a obra. Entre os diferentes componentes de um sistema de esgotamento sanitário centralizado, a rede de tubulações é a que menos influencia em termos de tratamento, porém é a que mais pode onerar a obra (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009).

Os métodos de tratamento das águas residuais podem ser divididos em operações unitárias e processos unitários. As operações unitárias referem-se aos métodos de separação que se utilizam predominantemente de forças físicas, enquanto os processos unitários se caracterizam pela predominância de reações químicas e biológicas. Estes métodos são agrupados permitindo vários níveis de tratamento que são definidos em função das características do corpo receptor (METCALF; EDDY, 2003, p. 11).

Esses níveis de tratamento são classificados em preliminar, que visa a remoção de sólidos em suspensão grosseiros e da areia; primário, no qual ocorre a remoção dos sólidos em suspensão sedimentáveis e da matéria orgânica sedimentável, o secundário que visa a redução da carga orgânica, em suas várias formas e o terciário, com a finalidade de promover a remoção de nutrientes, organismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes (VON SPERLING, 1995, p.250).

A adoção do método de tratamento dependerá da caracterização do esgoto afluente, da unidade de tratamento e das características que se pretende preservar no corpo receptor,

observando-se as regulamentações mínimas estabelecidas pelo CONAMA e pelas legislações estadual e federal.

Tabela 2: Características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos

Sistemas de tratamento	Eficiência na remoção (%)				Requisitos	Custos de implantação (US\$/hab)	Tempo de detenção hidráulica (dias)
	DBO %	N %	P %	Coliformes %	Área (m ² /hab)		
Lagoa facultativa	75-85	30-50	20-60	60-99	2,0-4,0	10-30	15-30
Lagoa anaeróbia	30-50	30-50	60-99	60-99,9	1,5-3,5	10-25	12-24
Lagoa aerada	70-90	30-50	20-60	60-96	0,25-0,5	10-25	5-10
Reator anaeróbio	60-80	10-25	10-20	60-90	0,05-0,10	20-40	0,3-0,5

Fonte: Adaptado de von Sperling (1995)

2.2.1 Tratamento preliminar

A etapa inicial do processo é o tratamento preliminar, que se destina a retenção dos constituintes do esgoto potencialmente danosos ao processo e sistemas auxiliares posteriores, causando problemas operacionais e de manutenção nas instalações. As operações tradicionalmente utilizadas nesta etapa são o gradeamento, a desarenação, o peneiramento e a sedimentação (METCALF; EDDY, 2003, p. 11).

Nestas unidades é comum a utilização de tanques na entrada da estação que visam à equalização da vazão do esgoto e o amortecimento dos picos sazonais de alta ou baixa vazão do afluente, causados por infiltrações na rede coletora, períodos de baixo consumo ou combinação da infiltração das águas de chuvas juntamente com a passagem do esgoto. A sua utilização se justifica para melhorar o desempenho dos processos posteriores, reduzindo as dimensões e consequentemente, os custos das unidades de tratamento à jusante do processo (METCALF; EDDY, 2003, p. 334).

O gradeamento consiste na utilização de grades para remoção de sólidos grosseiros, com aberturas entre 19 mm a 100 mm que garantem a retenção de sólidos potencialmente danosos aos equipamentos posteriores. Estes equipamentos podem ser manuais ou motorizados de acordo com a necessidade operacional em estações de maior porte podem ser utilizadas caixas de areia aeradas, as quais permitem a redução das suas dimensões. À medida que as partículas adquirem proporções maiores ou para reter materiais fibrosos são utilizadas peneiras que se caracterizam por possuírem aberturas entre 0,25 a 5,00 mm, as quais podem ainda ser estáticas ou motorizadas (NUVOLARI et al., 2011, p. 266-287).

A desarenação tem o objetivo de reter partículas maiores do que 0,2 mm através da remoção gravimétrica, não sendo desejável a retenção de partículas orgânicas sedimentáveis juntamente com a areia. Dessa forma, a velocidade para passagem do esgoto no equipamento situa-se entre 0,15 a 0,30 m.s⁻¹, suficiente para a sedimentação da areia, mas acima da velocidade de sedimentação da matéria orgânica (NUVOLARI et al., 2011, p. 287).

2.2.2 Tratamento primário

Após a passagem pelas unidades de tratamento preliminar os esgotos seguem para o tratamento primário, pois ainda contêm sólidos em suspensão não grosseiros formados significativamente pela matéria orgânica, que podem ser removidos em processos de simples sedimentação. Esta fase se justifica pela redução da DBO, que de outra forma teria um custo de remoção maior nas fases do processo de tratamento (VON SPERLING, 1996, p. 269). A matéria orgânica sedimentada é denominada lodo primário bruto, os materiais flutuantes como óleos e graxas são coletados e removidos para outras fases do tratamento.

Para remoção dos sólidos sedimentáveis utilizam-se equipamentos denominados decantadores primários, que têm a função de clarificar o esgoto removendo os sólidos sedimentáveis através de três mecanismos: a sedimentação discreta, quando as partículas sedimentam individualmente, como nas caixas de areia, a sedimentação floculenta, quando as partículas são reunidas em flocos de pequena concentração, aumentando à medida que absorvem partículas menores, situação típica dos decantadores primários e a sedimentação zonal e por compressão, na qual as partículas são coesivas, ocorrem em alta concentração e sedimentam como uma massa única, formando uma separação entre o líquido e o material, esse fenômeno ocorre nos decantadores secundários (NUVOLARI et al., 2011, p. 287-288).

2.2.3 Tratamento Secundário

Após a fase primária segue-se uma fase secundária, que, em essência consiste na inclusão de uma etapa biológica. Assim, enquanto o tratamento preliminar e o primário se caracterizam por mecanismos físicos de remoção, no tratamento secundário a remoção da matéria orgânica ocorre por meio de reações bioquímicas realizadas por micro-organismos (VON SPERLING, 1995, p. 273). Em síntese, o tratamento secundário visa a remoção da parcela dos sólidos dissolvidos no fluxo, bem como o dos sólidos finamente particulados não removidos no tratamento primário, podendo ser realizados através de processos aeróbios e anaeróbios (NUVOLARI et al., 2011, p. 294-295). Dessa forma, considera-se que com o tratamento biológico procura-se reproduzir os mecanismos naturais de depuração da matéria orgânica, em condições controladas e em taxas mais elevadas do que as que seriam obtidas pela depuração desses compostos se expostos às condições ambientais (VON SPERLING, 1995, p. 21).

2.2.4 Digestão aeróbia

Nos sistemas aeróbios a ocorrência do oxigênio molecular livre (O_2) no meio favorece a presença de micro-organismos heterótrofos aeróbios e facultativos, os quais reduzem a matéria orgânica a compostos simples e estáveis, como gás carbônico e água, aumentando sua população, enquanto as condições forem favoráveis para o seu crescimento. Esse mecanismo de estabilização natural da matéria orgânica pode ser representado de forma simplificada pela seguinte reação (NUVOLARI et al., 2011, p. 193):



A estabilização da matéria orgânica é obtida através de uma reação de oxidação, dessa forma, considerando-se que a concentração do oxigênio dissolvido (O_2) em um corpo d'água é limitada em função da temperatura e pressão atmosférica local, pondera-se que a incorporação de matéria orgânica carbonácea, representada no balanço de massa pela fórmula da glicose ($C_6H_{12}O_6$), tende a consumir parte do oxigênio dissolvido no corpo receptor. Em um ecossistema em equilíbrio, este é repostado naturalmente através da reaeração atmosférica, em um mecanismo de autodepuração natural (VON SPERLING, 1995, p. 144).

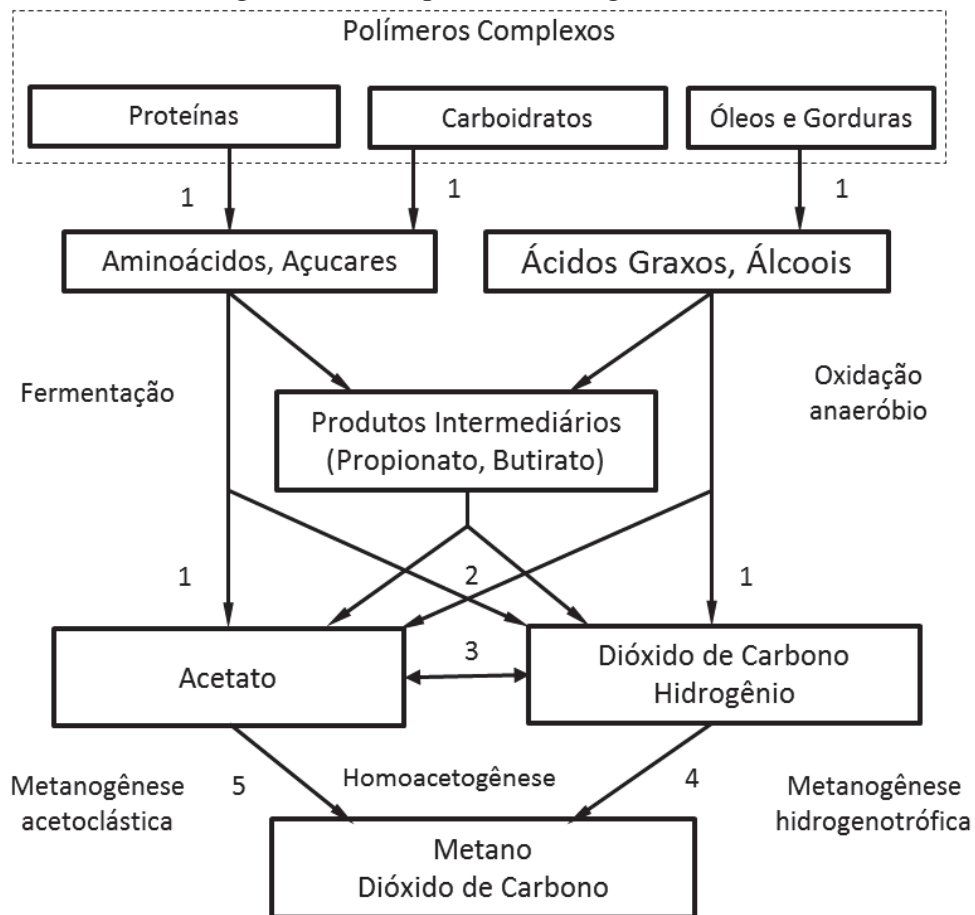
Por outro lado, o lançamento descontrolado de compostos orgânicos nos corpos d'água, aumenta a carga dos nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, naturalmente regulados no meio ambiente, acelerando o crescimento de algas (HAMMER; HAMMER JR., 1996, p. 463). O crescimento descontrolado dessas algas pode acarretar o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, além da capacidade natural de reaeração, comprometendo a subsistência das espécies superiores neste ambiente (VON SPERLING, 1995, p. 135). Os sistemas de tratamento de esgoto baseados em sistemas aeróbios procuram promover a aeração controlada a taxas superiores a reaeração natural.

2.2.5 Digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio pode ser definido bioquimicamente como a conversão dos compostos orgânicos em dióxido de carbono, metano e novas células, sendo a digestão anaeróbica realizada em quatro estágios, quais sejam, a hidrólise dos sólidos orgânicos resultando em compostos orgânicos simples solúveis, através da acidogênese, na qual os produtos solubilizados são convertidos em ácidos orgânicos, principalmente o acético, propiônico e butirico, entre outros, álcoois, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio. Na fase acetogênica ocorre a conversão dos compostos orgânicos intermediários, tais como butirato e o propiato, em substrato apropriado para os micro-organismos metanogênicos. Na metanogênese, ocorre a conversão dos ácidos graxos voláteis em metano (CORBITT, 1999, p. 6.116). Esses estágios de conversão da matéria orgânica seguem representados de forma simplificada na Figura 3, na qual são indicadas as seguintes vias de conversão da matéria orgânica (LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2008, p. 418):

- (1): Hidrólise dos polímeros complexos: hidrólise das proteínas, polissacarídeos, óleos e gorduras.
- (2) Acidogênese/fermentação: oxidação anaeróbia dos aminoácidos, dos açúcares, dos ácidos graxos de cadeia longa e dos álcoois.
- (3) Acetogênese: formação do ácido acético e H_2 dos produtos intermediários, principalmente dos ácidos graxos voláteis e formação do ácido acético de H_2 e CO_2 .
- (4) Metanogênese hidrogenotrófica: formação do metano a partir de H_2 e CO_2 .
- (5) Metanogênese acetoclástica: formação do metano a partir do ácido acético.

Figura 3 – Principais vias da digestão anaeróbia



Fonte: adaptado de LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2008, p.418.

As principais reações que ocorrem na metanogênese podem ser representadas pelas seguintes fórmulas:

- $\text{CH}_3\text{COOH} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2$ (Dessulfatação)
- $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ (Produção do metano via hidrogênio)
- $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$ (Produção do metano via acetato)

Os sistemas baseados na decomposição anaeróbia da matéria orgânica requerem a manutenção de condições equilibradas, que incluem o pH, sendo que a faixa de crescimento ótimo gira em torno de 6,8 a 7,5, a alcalinidade, os nutrientes, a temperatura e a toxicidade, para a sobrevivência dos micro-organismos envolvidos no processo. Ocorrem ainda, organismos adaptados funcionalmente tanto para a utilização do oxigênio livre, quanto do nitrato como aceptores de elétrons, denominados facultativos. Em condições anóxicas essa reação pode ser representada pela seguinte relação (VON SPERLING, 1995, p. 21):

- $2\text{NO}_3^- - \text{N} + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 2,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (Desnitrificação)

2.2.6 Micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia

O consórcio de organismos presente no tratamento biológico de esgotos é amplo incluindo seres eucarióticos, uni e multicelulares dos reinos Protista, Fungi, Plantae e Animalia, além de vírus (METCALF; EDDY, 2003, p. 555), contudo em sistemas anaeróbios prevalece o desenvolvimento de micro-organismos adaptados funcionalmente à ausência de oxigênio, destacando-se nesses casos, organismos procarióticos, tais como as bactérias acidogênicas e as arqueas metanogênicas (VON SPERLING, 1995, p. 21).

Na hidrólise, ou seja, na conversão dos polímeros complexos em compostos mais simples que possam atravessar a parede celular destacam-se as bactérias fermentativas dos grupos *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus* na degradação de lipídeos e ácidos graxos; os *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus* na degradação de proteínas e aminoácidos e *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio* e *Eubacterium* na degradação de polissacarídeos açúcares menores. A hidrólise se constitui na etapa limitante da digestão anaeróbia, pois fornece os produtos a serem metabolizados nas etapas posteriores. A etapa acidogênica só será limitante se o material constituinte do efluente não for facilmente hidrolisável, sendo que, os gêneros mais comuns de bactérias fermentativas acidogênicas são *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*. Na acetogênese os gêneros mais comuns de bactérias sintróficas acetogênicas encontrados em reatores anaeróbios são *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (CHERNICHARO, 1997, p. 34-35).

Na metanogênese predominam os organismos do domínio Archaea, ainda pouco conhecidos, mas que podem ser classificados em função do mecanismo de formação do metano em metanogênicas acetoclásticas que usam acetato como fonte de carbono e energia e produzem gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄) e as metanogênicas hidrogenotróficas que utilizam o gás carbônico como fonte de carbono eceptor final de elétrons e o hidrogênio como fonte de energia. Os gêneros predominantes de metanogênicas acetoclásticas são a *Methanosarcina* e a *Methanosaeta*, enquanto que para as metanogênicas hidrogenotróficas os gêneros mais frequentemente isolados são *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum* (CHERNICHARO, 1997, p. 35-38).

É comum também em reatores anaeróbios a ocorrência de bactérias redutoras de sulfato, que competem com as metanogênicas pela utilização do substrato, sua ocorrência ocorre em função da concentração de sulfatos no meio, a qual definirá o caminho preferencial para a utilização do acetato e do hidrogênio. Essas bactérias podem oxidar parcialmente seus substratos até o acetato, tais como, a *Desulfobulbus sp.*, *Desulfomonas sp.* e a maioria das espécies do gênero *Desulfotomaculum* ou oxidar completamente seus substratos orgânicos, incluindo acetato, até gás carbônico, como as bactérias pertencentes aos gêneros *Desulfobacter*, *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacterium* e *Desulfonema*. Sua ocorrência pode levar a problemas operacionais devido a formação do gás sulfídrico, tais como, corrosão de equipamentos, odor acentuado e toxicidade do meio (CHERNICHARO, 1997, p. 38).

2.2.7 Processo de Tratamento Biológico

A partir do apresentado, considera-se que o projeto de reatores biológicos está relacionado ao entendimento dos mecanismos de nutrição da comunidade existente no esgoto doméstico, tais como algas, fungos e, principalmente, as bactérias, e do seu metabolismo celular, o qual define o mecanismo de obtenção de energia, respiração ou fermentação. Dessa forma, os aceptores de elétrons existentes no meio influenciam o desenvolvimento da comunidade de micro-organismos que realizam a redução da matéria orgânica, conseqüentemente pode-se classificar o tratamento biológico em três grupos principais: sistemas aeróbios, nos quais o principal acceptor de elétrons é o oxigênio (O_2), sistemas anóxicos, cujo principal acceptor de elétrons é o nitrato (NO_3^-) e sistemas anaeróbios, cujos principais aceptores de elétrons são o sulfato (SO_4^{2-}) e o dióxido de carbono (CO_2) (CHERNICHARO, 1997, p. 17).

Outra classificação adotada refere-se ao meio no qual os micro-organismos se desenvolvem, caracterizando-se por crescimento disperso, quando o desenvolvimento ocorre pela formação de flocos dispersos no fluido: crescimento aderido, quando os organismos formam uma colônia aderida a uma superfície (biofilme) e uma combinação dos dois (leito móvel ou fluidizado), no qual se introduz elementos-suporte dispersos no meio líquido (QASIM, 1999, p. 388).

Assim é possível enquadrar os processos usualmente adotados em sistemas aeróbios de crescimento disperso, como os lodos ativados, sistemas anaeróbios ou facultativos de crescimento disperso, tais como as lagoas anaeróbias e facultativas, sistemas aeróbios com biomassa aderida, tais como os filtros percoladores, os biodiscos e os biofiltros e sistemas anaeróbios de biomassa aderida, tais como os filtros anaeróbios e os reatores do tipo *Upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), no qual a própria biomassa aglomerada constitui o meio suporte.

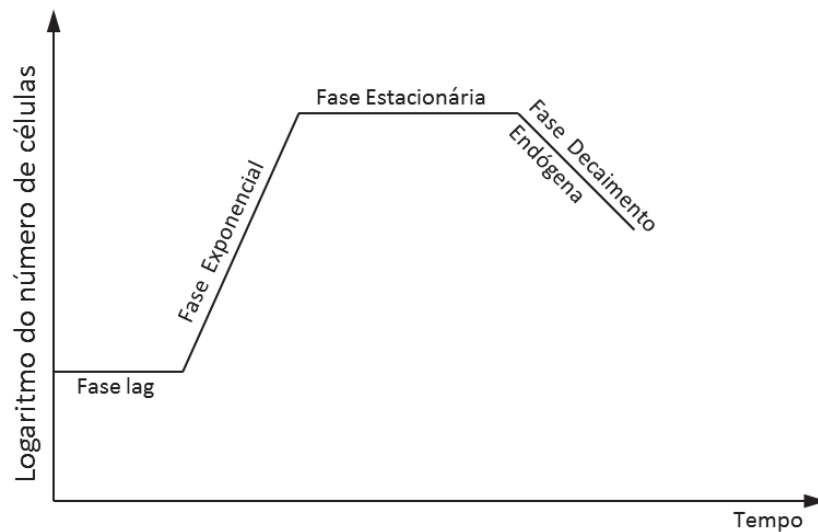
Independente do sistema, a partir de uma análise simplificada, o crescimento dos micro-organismos envolve três fatores: a fonte de energia, o carbono para a síntese de novas células e os nutrientes inorgânicos. A energia é proveniente dos processos oxidativos ou da luz solar, pela fotossíntese, o carbono e os nutrientes são obtidos pela redução da matéria orgânica por meio das enzimas, as quais agem como catalizadores dos processos bioquímicos, promovendo a quebra de moléculas complexas e dos nutrientes inorgânicos fornecidos pelo meio (QUASIM, 1999, p. 382).

Na modelagem matemática desses sistemas, duas condições podem ser adotadas, o estado estacionário, onde a concentração do reagente não varia durante o tempo e o estado dinâmico, onde a concentração é variável.

Os reatores biológicos são dimensionados em função do balanço da fase sólida e da líquida, que varia devido à incorporação da matéria orgânica às novas células e pela produção de gases na respiração endógena. Assim, através das equações da cinética biológica, pode-se avaliar o crescimento dos sólidos orgânicos baseados em taxas de utilização do substrato em termos da relação alimento por micro-organismo e tempo de detenção média celular (QASIM, 1999, p. 382) e em relação ao número de bactérias viáveis ou da biomassa viável, limitando-se, neste caso, à capacidade dos micro-organismos de processarem o substrato. O tempo para a duplicação, ou seja, o tempo em que uma massa de micro-organismos leva para dobrar é variável. Segundo Fogler (2011, p. 309) tempos típicos para bactérias variam de 45 minutos à uma hora, podendo chegar a 15 minutos. Qasim (1999, p. 380) cita períodos de 20 min até vários dias, entretanto, o crescimento e o desenvolvimento da comunidade em geral, segue o comportamento do gráfico apresentado na Figura 4.

Conforme se depreende da análise do gráfico, após uma fase de assimilação inicial (fase lag), na qual os micro-organismos adaptam-se ao novo meio, ocorre um crescimento acelerado, devido ao excesso de nutrientes, na qual ocorre a maior taxa de redução da matéria orgânica. O decréscimo na taxa de nutrientes resulta em uma faixa estacionária, seguida de um decaimento, onde a morte celular se sobrepõe a geração de novas células, esta fase é conhecida como endógena.

Figura 4 - Fases do crescimento celular bacteriano



Fonte: Fogler, 1999, p.308 (adaptado).

As equações da cinética biológica procuram expressar a relação da produção dos sólidos orgânicos em função das taxas de utilização do substrato, relação alimento por micro-organismo e tempo de detenção média celular em termos de coeficientes cinéticos (QASIM, 1999, p. 382). Tendo em vista que o estudo da cinética das reações microbiológicas é essencial para o desenvolvimento dos biorreatores são apresentadas na sequência, algumas das equações representativas do estudo.

2.2.8 Balanço de massa do substrato e micro-organismos (QASIM, 1994, p. 383; CHERNICHARO, 1997, p.65).

Na fase inicial, quando há excesso de substrato, a taxa de crescimento dos micro-organismos é proporcional à variação da concentração dos micro-organismos em função do tempo, dessa forma, tem-se que:

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad (3)$$

Onde:

$\frac{dX}{dt}$: taxa de crescimento celular [$g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$]

μ : taxa de crescimento específica [d^{-1}]

X: concentração de micro – organismos ou sólidos suspensos voláteis totais(TVSS) [$g \cdot m^{-3}$]

Em ambientes cujo substrato é caracterizado pela limitação de nutrientes o crescimento dos micro-organismos é representado pela equação de Monod, esta etapa é denominada estacionária:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (4)$$

Onde:

μ_{\max} : taxa de crescimento específica máxima [d^{-1}]

K_s : Concentração do substrato na metade da taxa de crescimento específica [$g \cdot m^{-3}$]

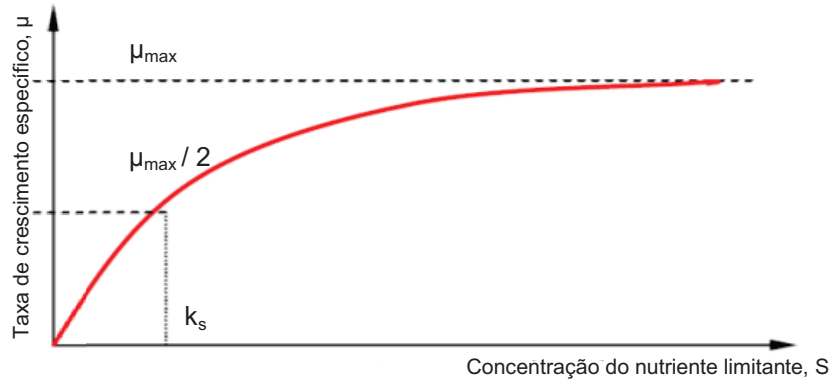
S: Concentração do substrato com crescimento limitado em solução [$g \cdot m^{-3}$]

A equação de Monod (1949) foi desenvolvida empiricamente e representa uma cinética de saturação, dessa forma, adotando-se que haja somente um substrato limitante, o aumento da constante de saturação, K_s tende a reduzir a taxa de crescimento celular. Essa constante representa o valor da concentração do substrato quando a taxa de crescimento específica é a metade da taxa de crescimento máxima ($\mu = 0,5 \cdot \mu_{\max}$), conforme ilustrado na Figura 5 (CHERNICHARO, 1997, p.66). Valores típicos para μ_{\max} e k_s podem ser encontrados na literatura, como referência para o *E. coli*, $\mu_{\max} = 1,3 \text{ h}^{-1}$ e $k_s = 2,2 \times 10^{-5} \text{ g/dm}^3$ (QASIM, 1999, p. 383).

Relacionando-se as equações (3) e (4) obtêm-se:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{XS}{K_s + S} \quad (5)$$

Figura 5 - Variação da taxa de crescimento específica em função da concentração do nutriente limitante.



Fonte: adaptado de FOGLER, 1999, p.308.

Entretanto, em um reator, como parte do substrato é convertida em novas células e parte em energia, é possível estabelecer uma relação inversa entre o crescimento microbiano (produção de biomassa) e a utilização do substrato, expressa pela equação (5).

$$Y = \frac{dX/dt}{dS/dt} \Rightarrow \frac{dX}{dt} = \frac{dS}{dt} \cdot Y \quad (6)$$

$\frac{dS}{dt}$: taxa de utilização do substrato [$\text{g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$]

Y: coeficiente de produção de biomassa [$\text{mgSSV} \cdot \text{mgDQO}_{\text{DQremov}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$]

A combinação das Fórmulas [5] e [6] resulta:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{X \cdot S}{Y \cdot (K_S + S)} \quad (7)$$

O termo $(\mu_{\max} \cdot Y^{-1})$ na equação 7 representa o coeficiente cinético de utilização do substrato pela massa de micro-organismos [d^{-1}], dessa forma a equação pode ser escrita da seguinte forma:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{k \cdot X \cdot S}{(K_S + S)}, \text{ onde } k = \frac{\mu_{\max}}{Y} \quad (8)$$

A fase endógena é caracterizada pela morte, predação, lise celular e decaimento do número de micro-organismos, dessa forma, torna-se conveniente a introdução de um fator de decaimento endógeno, K_d , em relação a concentração total de células, obtendo-se:

$$\frac{dX}{dt} = -k_d \cdot X, \text{ onde} \quad (9)$$

k_d : Coeficiente de decaimento endógeno [d^{-1}]

A introdução de substâncias tóxicas para as células pode acelerar o processo de decaimento, caracterizando a introdução de mais um coeficiente, k_t , alterando a fórmula para:

$$\frac{dX}{dt} = -(k_d + k_t \cdot X_t) \cdot X, \text{ onde:} \quad (10)$$

k_t = Coeficiente de decaimento devido a substância tóxicas [d^{-1}]

X_t = Concentração de uma substância tóxica para a célula [$\frac{g}{m^3 \cdot dia}$]

Entretanto, não é usual a inclusão do coeficiente k_t para o dimensionamento das instalações de tratamento de esgoto doméstico, devido à dificuldade de previsão da concentração de substâncias tóxicas (QASIM, 1999, p. 383), dessa forma, o crescimento líquido da biomassa a uma taxa de crescimento líquido na fase endógena pode ser representado pelas seguintes equações:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{\mu_{max} \cdot X \cdot S}{(K_S + S)} - k_d \cdot X \quad (11)$$

$$\frac{dX}{dt} = Y \cdot \frac{dS}{dt} - K_d \cdot X \quad (12)$$

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{(K_S + S)} - k_d \quad (13)$$

A Tabela 03 apresenta um resumo dos valores característicos das constantes cinéticas para vários substratos.

Tabela 3: Coeficientes cinéticos típicos da digestão anaeróbia

Substrato	Kd	Y
	d^{-1}	(mg_{SSV}/mg_{DBO})
Esgoto Bruto	0,020 a 0,040	0,04 a 0,100
Ácidos Graxos	0,030 a 0,050	0,040 a 0,070
Carboidrato	0,025 a 0,035	0,020 a 0,024
Proteína	0,010 a 0,020	0,050 a 0,090

Fonte: Adaptado Qasim (1999, p.426)

2.3 Sistemas com suporte para crescimento aderido da biomassa

Qualquer configuração de um reator biológico deve possibilitar o contato mais próximo possível entre o substrato e as enzimas produzidas pela biomassa, por tempo suficiente a fim de permitir a ocorrência de reações de conversão do material particulado em suspensão em compostos que possam ser assimilados pela comunidade de micro-organismos na biomassa (SWITZENBAUM, 1983). Em sistemas com crescimento suspenso a retenção é obtida pela recirculação da biomassa; nos reatores de crescimento aderido a biomassa permanece no sistema, se desenvolvendo em uma superfície suporte.

2.3.1 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente

O filtro anaeróbio é um reator com biofilmes no qual a biomassa se desenvolve aderida a um meio suporte (VON SPERLING, 1995, p. 294), em geral um leito de brita graduada nº 04, anéis Rashig ou mesmo bambus cortados (NUVOLARI et al., 2011), sobre o qual percorre um fluxo de esgoto ascendente, preenchendo completamente os espaços vazios entre os elementos suporte. Sua utilização é amplamente difundida como pós-tratamento dos tanques sépticos, sendo seu dimensionamento previsto pela ABNT NBR 13.969/97 (ABNT, 1997).

A eficiência do tratamento com sistemas fossas – filtro anaeróbio varia em função das características da instalação e da operação, contudo em sistemas dimensionados adequadamente, obtêm-se de 50 a 70% de remoção de sólidos em suspensão e de 40 a 60% da demanda bioquímica do oxigênio (NUVOLARI et al., 2011, p. 258). Os tanques sépticos também denominados decanto-digestores, são normalizados pela ABNT NBR 7229/93 (ABNT, 1993) e de acordo com a concepção adotada podem variar de modelos com uma única câmara, onde não há separação física da zona de sedimentação dos sólidos e da zona de digestão do lodo. Para os modelos de câmaras sobrepostas, onde a sedimentação ocorre num compartimento superior, o efluente escoará por gravidade para uma abertura na parte inferior deste compartimento, acumulando-se no fundo do tanque, para então, ser digerido em um ambiente anaeróbio. Esses equipamentos destinam-se à sedimentação da matéria orgânica, não sendo projetados para realizar reações bioquímicas na fase líquida, o que limita a remoção da DBO (VON SPERLING, 1995, p. 294), tornando necessária a utilização de um pós-tratamento, em geral a filtração anaeróbia, sistemas com fito-filtração ou infiltração direta no solo podem ser utilizados.

2.3.2 Filtros percoladores

Os filtros percoladores baseiam-se na passagem do esgoto orgânico sobre a superfície de um material de enchimento, que pode ser constituído por um leito de material grosseiro, tal como, pedras, brita, escória de alto-forno, ripas ou outro material. A percolação permite o crescimento de uma película fixa constituída por material bacteriano na superfície do enchimento (CORBITT, 1999, p. 6.106). A remoção da DBO é realizada através do contato entre os micro-organismos aderidos e o material orgânico, o oxigênio necessário para o processo é fornecido por ventilação natural. A variável crítica de controle desse tipo de filtro se refere à área de exposição por volume unitário do meio suporte, caracterizando dois tipos específicos para estes equipamentos, os de baixa carga, que em geral utilizam leitos de pedras e britas para aderência do substrato e os de alta carga, cujo enchimento pode variar desde módulos de plástico corrugado, tablados de ripas e anéis plásticos, que oferecerem maior área superficial para o crescimento bacteriano (VON SPERLING, 1995, p. 312-315).

A limitação deste tipo de equipamento é a transferência de oxigênio, que reduz a aplicação da carga orgânica (METCALF; EDDY, 2003, p. 909). Em geral os filtros percoladores de baixa carga apresentam um desenvolvimento elevado de película biológica

nas camadas superiores, entre 0,6 a 1,2 m, contudo nas camadas inferiores pode ocorrer a proliferação de bactérias nitrificantes autótrofas que oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrito (NO_2) e a Nitrato (NO_3) (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 463).

De acordo com Metcalf e Eddy, (2003, p. 916) os filtros percoladores com enchimento plástico podem ser modelados como funções de primeira ordem, sendo que o tempo de contato do líquido com o filme é proporcional à profundidade e inversamente proporcional a taxa de aplicação hidráulica.

2.3.3 Meio suporte para crescimento aderido

Em um processo de crescimento aderido, uma camada constituída por uma comunidade de micro-organismos envolvendo um material suporte, adsorve parte da matéria orgânica, oxigênio e nutrientes presentes no meio, os quais são metabolizados e consumidos em seu interior (METCALF; EDDY, 2003, p. 602).

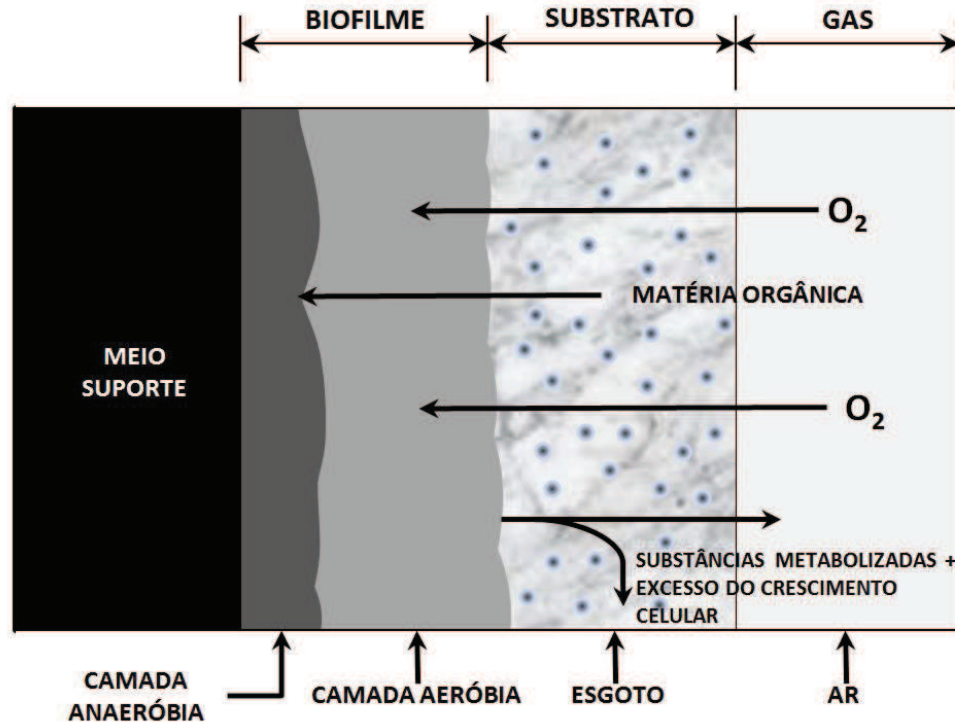
A formação do biofilme inicia-se com a fixação de determinadas bactérias, que possuem uma estrutura característica, denominada glicocálice na superfície da membrana celular. Estas estruturas são formadas por polímeros, predominantemente polissacarídeos, que formam um emaranhado de cerdas em sua superfície, esta estrutura além de servir de proteção permite o reconhecimento celular e a adesão entre as células (BITTON, 2005, p. 8).

Em síntese a formação do biofilme se desenvolve nas seguintes etapas: transporte e adsorção das moléculas orgânicas na superfície, movimento microbiano das células superficiais, adesão dos micro-organismos e formação de organismos unicelulares, desenvolvimento e acumulação dos micro-organismos como consequência da atividade microbiana e crescimento da microbiota, após atingir uma determinada espessura que pode variar entre 100 μm a 10 mm dependendo das condições de crescimento e da hidrodinâmica, ocorre o destacamento do biofilme devido às tensões hidráulicas do fluido.

Em reatores aeróbios o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, caracterizando duas regiões distintas, aeróbia e anaeróbia, ou ainda, uma intermediária anóxica, conforme indicado na Figura 6, enquanto as células permaneçam fixas à fase sólida,

o substrato na fase líquida possibilita um fluxo contínuo de nutrientes (VON SPERLING, 1995, p. 33).

Figura 6: Representação esquemática de um biofilme



Fonte: Adaptado de Lessard e Le Bihan (2003, p. 319)

Em filtros biológicos tradicionais os materiais utilizados como meio suporte variam em função da disponibilidade local, dessa forma, pedregulhos, cascalhos, pedras britadas, escória de alto forno apresentam-se como alternativas amplamente conhecidas e testadas.

Os vazios existentes no material suporte são locais de alta concentração de biomassa, formando grânulos de bactérias, que também consomem a matéria orgânica, entretanto, segundo (HAMMER; HAMMER JR, 1996, p. 378) a utilização de pedras como meio suporte tem a desvantagem de reduzir os espaços para a passagem de ar, limitando a área superficial para o crescimento biológico aderido, o que pode ocasionar o entupimento dos espaços vazios, reduzindo, a profundidade de tais equipamentos.

Recentemente com a introdução de materiais plásticos, novos modelos industrializados vêm sendo desenvolvidos para o tratamento biológico. Em comum, buscam melhorar o fluxo

de ar (no caso dos filtros aeróbios), reduzir o peso sobre as estruturas e aumentar a área superficial da biomassa aderida (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 466-469).

Algumas das características dos materiais utilizados encontram-se apresentadas na Tabela 04.

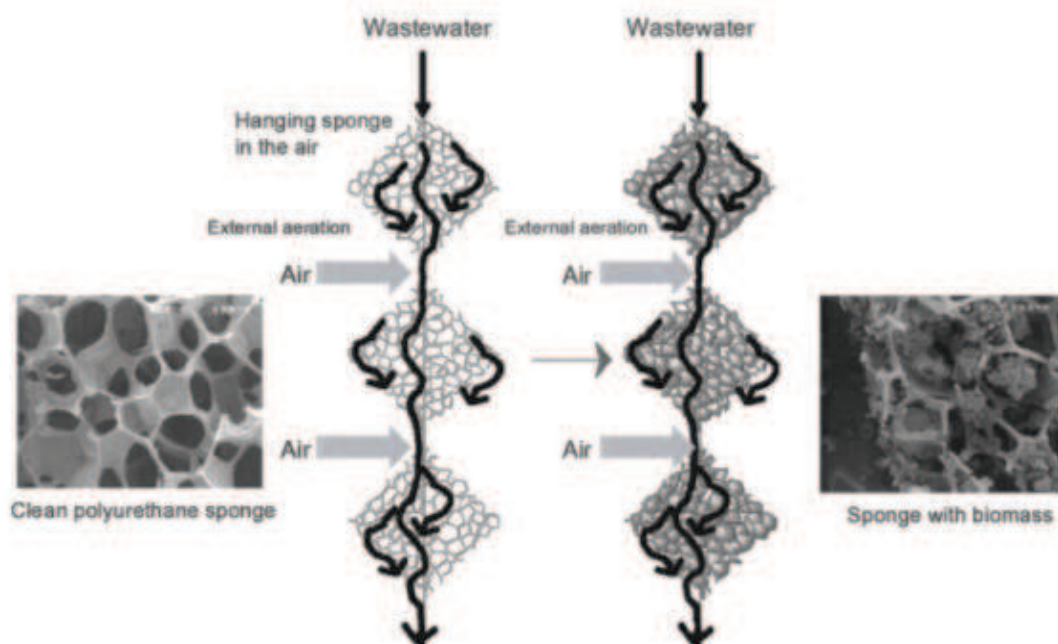
Tabela 4 – Características de elementos suportes típicos para filtro

Material	Tamanho Nominal (cm)	Peso específico (kg.m ⁻³)	Superfície Específica m ² .m ⁻³	Índice de Vazios (%)	Fonte:
Pedra	2,5 a 7,6	1350	50 a 70	50	Jordão e Pessoa (1995)
Escória de Alto Forno	5 a 10	1400	~100	50 a 55	Chernicharo (1997)
Suporte de Poliuretano	2,0 x 2,0 x 1,0	-	20.000	97	Levapor®
	Ø 2,0 x 5,0	-	270.000	70	Bioproj®
Bloco estruturado	60 x 240 x 30,5 (61)	-	70 a 150	97	GEA®
Anéis Plásticos	Ø 1,1 x 1,0 Ø 19 x 75	900 – 970	100 a 790	-	GEA®

O processo denominado *Downflow Hanged Sponge Reactor* - DHS, concebido em 1995 no Japão pelo grupo de pesquisa liderado pelo prof. Harada na Tohoku University (e antes na *Nagaoka University of Technology*) aborda uma variação do filtro percolador, no qual espuma de poliuretano é utilizada como material suporte para formação do biofilme. A alta porosidade desse material permite aumentar a área superficial do leito suporte, o que se traduz no aumento da quantidade de biomassa aderida, interna e externamente. O esgoto entra na parte superior e percola através do leito de espuma, onde entra em contato com os micro-organismos retidos no enchimento, absorvendo oxigênio em sua passagem. Este equipamento vem sendo estudado como uma opção de baixo custo operacional para o pós-tratamento dos reatores UASB (FANG, 2010, p. 103).

A espuma de poliuretano expandida apresenta uma porosidade que propicia o aumento da relação área superficial x volume permitindo a ampliação da quantidade de bactérias aderidas, o que possivelmente melhora a eficiência do tratamento, Figura 7.

Figura 7 – Percolação em meio poroso



Fonte: Fang, 2010, p. 103

El-Tabl (2013), conduzindo experimentos em escala laboratorial avaliou o desempenho de reatores DHS para o tratamento do esgoto oriundo da decantação primária de um sistema de lodos ativados, obtendo resultados favoráveis, em termos de redução da DBO, DQO e remoção de sólidos suspensos totais, em relação ao processo tradicional. Os resultados estão apresentados na Tabela 5:

Tabela 5 – Comparação eficiência de tratamento (%) - TDH 6 horas

Processo	DBO ₅₂₀	DQO	SST
Lodos Ativados	90 ± 6%	90 ± 11%	91 ± 8%
Sistema DHS	96 ± 3%	96,4 %	94 ± 5%

Fonte: Adaptado El Tabl et al (2013)

Neste mesmo trabalho, os autores também avaliaram a utilização do reator DHS como pós-tratamento do efluente final do sistema de lodos ativados, o qual apresentou eficiência de remoção de SST em torno de $80 \pm 7\%$; da DBO, $70 \pm 3\%$ e da DQO, $65 \pm 5\%$. A partir desses resultados, concluíram que a utilização dos reatores com espuma expandida é viável tanto para o tratamento secundário de sistemas descentralizados, como para o pós-tratamento de sistemas tradicionais. Em outro estudo avaliou-se a eficiência de filtros percoladores como pós-tratamento de reatores UASB, sem a decantação secundária, onde esses filtros percoladores foram preenchidos com quatro tipos de meio suporte, escória de alto forno, anéis plásticos, aparas de eletroduto corrugado e DHS. Os resultados demonstraram, em escala laboratorial, que o “desempenho do sistema UASB/Filtro Biológico Percolador preenchido com meio suporte de espuma expandida apresentou-se significativamente melhor em relação aos demais sistemas e, ainda com menor efeito da variação da taxa de aplicação superficial – TAS e carga orgânica volumétrica – COV (ALMEIDA; OLIVEIRA; CHERNICHARO, 2011).

Motta e von Sperling et al (2009, p. 289) analisando vários estudos relacionados à aplicação de reatores com biomassa aderida, como pós-tratamento de reator anaeróbio, ou em reatores híbridos, ou ainda em conjunto com reatores híbridos, considerou a aplicação de reatores com biomassa aderida como uma boa alternativa para a remoção de nitrogênio amoniacal presente no esgoto doméstico, dentro das condições estudadas, ressaltando entretanto, a necessidade de aprofundar aspectos técnicos relacionados ao aumento da taxa de umedecimento e da eficiência de ventilação (e consequente disponibilidade de OD nos FBP), redução do carreamento de SSV devido à elevação da velocidade ascensional nos reatores híbridos, material de suporte e retenção da biomassa nitrificante nos reatores (todos os tipos), entre outros.

2.4 MODELOS PARA REATORES

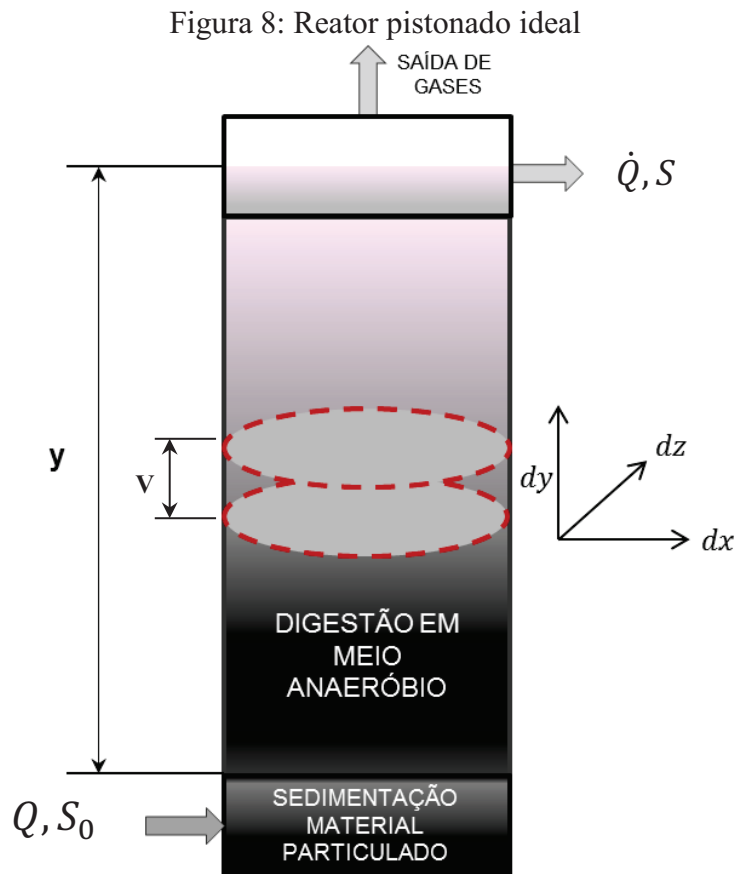
Ainda que estudos em escala de laboratório e piloto sejam relevantes para o desenvolvimento das relações entre fatores de projeto e de operação, ainda não se obteve uma relação geral e de ampla aceitação para o projeto de filtros anaeróbios (CHERNICHARO, 1997, p. 183). No entanto, à medida que o conhecimento sobre os mecanismos da digestão anaeróbia evoluem, novos modelos são propostos. Duas abordagens podem ser adotadas para o seu dimensionamento, uma baseada em taxas de carregamento e a outra baseada na cinética

de formação do biofilme. A seguir são apresentadas algumas contribuições que foram avaliadas para o estudo do reator (LIU; LPTÁK, 1999, p. 718).

Outra abordagem baseia-se na adoção de um modelo para o qual se admite que as reações bioquímicas sigam uma cinética de primeira ordem conforme indicado na fórmula 14, dessa forma, adotando-se como modelo um reator pistonado ideal ou batelada (*Batch*), é possível estimar a constante de reação k , conhecendo-se a variação da concentração em função do comprimento e do tempo. Para reatores de mistura completa (CFSTR) o balanço de massa pode ser estimado pelas relações indicadas pela fórmula 15.

Reator pistonado ideal ou batelada:
$$\frac{dS}{dt} = k \Rightarrow S = S_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (14)$$

Reator operando em mistura completa:
$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot S_0 - \left(k - \frac{Q}{V} \right) \cdot S \Rightarrow \frac{S_0}{(1 + k \cdot t)} \quad (15)$$



Fonte: do autor – 2015

O tempo de detenção refere-se ao tempo médio de permanência do esgoto no interior do reator, podendo ser diretamente relacionado com o volume e a vazão média afluente.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (16)$$

Onde:

t: tempo de detenção hidráulica [h]

V: é o volume do filtro anaeróbio considerando o índice de vazios [m³]

Q: é a vazão média afluente ao filtro anaeróbio [m³.h⁻¹]

Tal abordagem não leva em conta a cinética de consumo do substrato, limitando-se a relacionar a variação na concentração do substrato em função do tempo e do percurso.

Numa abordagem baseada nas reações enzimáticas (VON SPERLING, p. 42, 1996), o volume do filtro, pode ser relacionado entre a carga orgânica e uma taxa de remoção do substrato (R_o) conforme indicado na equação 17.

$$V = \frac{Q \cdot S_0}{R_o} \quad (17)$$

Onde:

V: Volume do filtro [L]

Q: Vazão [L.s⁻¹]

S_o : Concentração inicial do efluente [g.L⁻¹]

R_o : Taxa média de utilização do substrato [g.L⁻¹.s⁻¹]

A taxa de utilização do substrato (R_o), pode ser obtida em função do consumo do substrato e da síntese de novas células conforme indicado na equação 24, baseada na cinética de Monod:

$$R_o = \frac{(K_s \cdot S \cdot X_s)}{(K_s + S)} + \frac{(\eta \cdot \rho \cdot K \cdot A \cdot \delta \cdot S)}{(K_s + S)} \quad (18)$$

Onde:

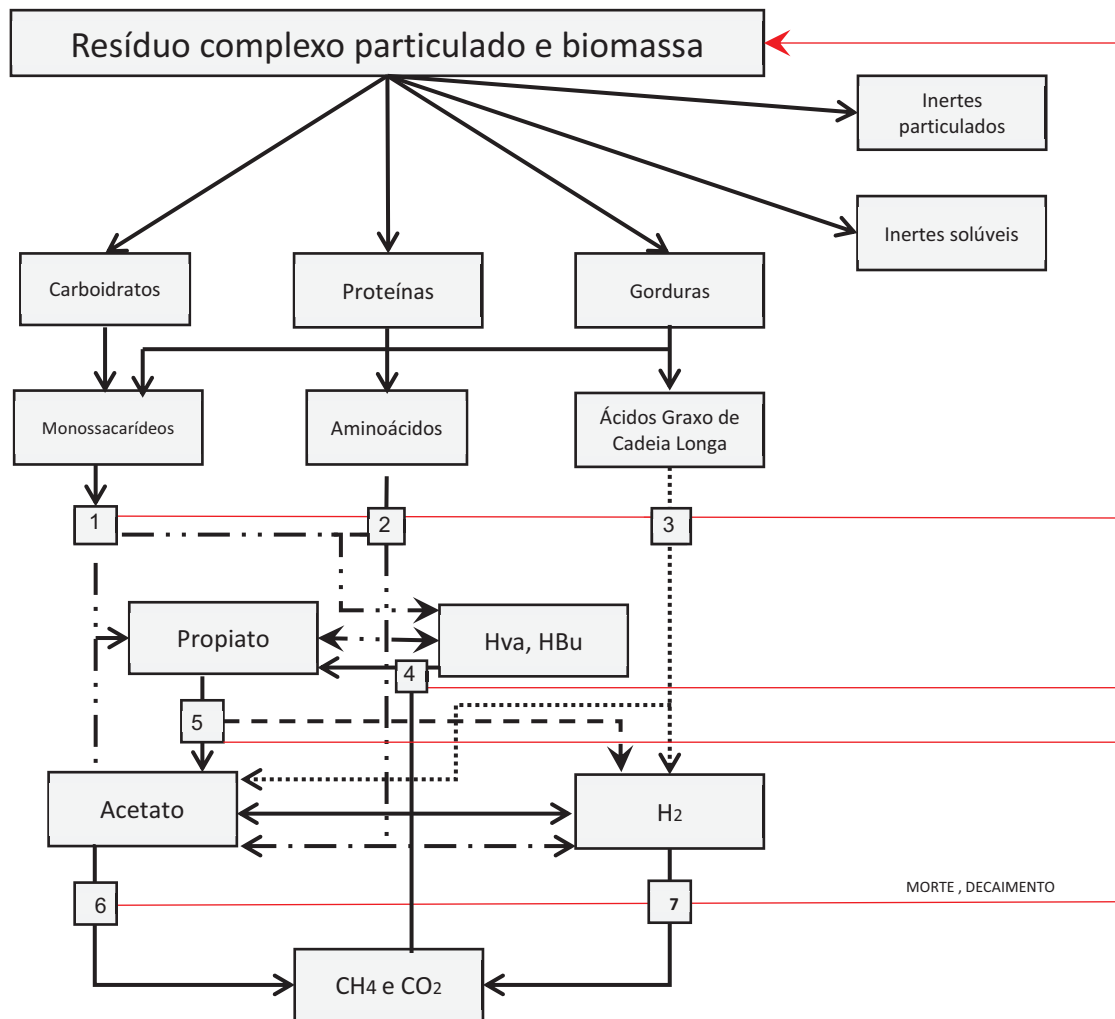
R_0 : Taxa de utilização do substrato	$[g.L^{-1}.s^{-1}]$
K : Taxa de utilização máxima do substrato no biofilme	$[g.L^{-1}.s^{-1}]$
S : Concentração da DBO efluente	$[g.L^{-1}]$
X_s : Concentração da biomassa suspensa	$[g.L^{-1}.s^{-1}]$
K_s : Constante de saturação	$[g.L^{-1}.s^{-1}]$
η : Fator de efetividade	-
ρ : Densidade do biofilme seco	$[g.L^{-1}]$
A : Área superficial total do biofilme seco por volume unitário do filtro	Comprimento ⁻¹
δ : Espessura do biofilme	Comprimento ⁻¹

Em 2002, com o objetivo de gerar uma plataforma comum para simulações dinâmicas de uma variedade de processos anaeróbios, o *IWA – International Water Association*, por meio do *Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes* apresentou o modelo ADM1 – *Anaerobic Digestion Model n° 1* (BATSTONE, 2002).

O modelo, representado na Figura 9, foi desenvolvido para um reator de mistura completa (CSTR), e considera as reações divididas em dois grupos principais, o grupo das reações bioquímicas, que engloba a desintegração, a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, e o grupo das reações físico químicas, que inclui as relações de equilíbrio químico do meio aquoso, balanço de massa, taxas de transferência líquido-gás, equações da fase gasosa, da concentração do carbono inorgânico, considerando ainda, suas possíveis inibições. Essas reações podem ocorrer tanto na fase líquida, quanto na gasosa, seja em sequência ou em etapas paralelas. As variáveis dinâmicas do processo são distribuídas em 19 processos definidos para as etapas de biodigestão, sem contudo incluir decaimento celular e precipitação no modelo.

Essas reações são catalizadas por enzimas intra ou extracelulares e atuam no substrato disponível de material orgânico. A desintegração dos compostos em constituintes particulados e a subsequente hidrólise sistemática destes em seus monômeros solúveis são extracelulares. A degradação dos materiais solúveis é mediada por enzimas intracelulares, que promovem o crescimento e posterior decaimento da biomassa. As reações físico-químicas não são biologicamente mediadas e englobam associação/desassociação iônica e a transferência gás-líquido.

Figura 9: O modelo de digestão anaeróbia nº 1 - IWA



Fonte: Adaptado Batstone et al, 2002

- 1 Acidogênese dos açúcares
- 2 Acidogênese dos aminoácidos
- 3 Acetogênese dos ácidos graxos de cadeia longa
- 4 Acetogênese do propionato
- 5 Acetonegênese do butirato e valerato
- 6 Metanogênese acetoclástica
- 7 Metanogênese hidrogenotrófica

Na fase de desintegração, os particulados complexos formam proteínas, carboidratos e lipídios que são hidrolisados por meio da atividade enzimática, produzindo monossacarídeos (glicose), aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa, respectivamente. As duas etapas são presumidas como reações de 1º ordem que podem ser representada pela fórmula 19.

$$r_{ip} = f_{x,i} (k_{ji} \cdot X_{ip}) \quad (19)$$

Em que:

r_{ip} é a velocidade de reação para o composto particulado i ($\text{Kg DQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

$f_{x,i}$ é a constante de conversão do composto i para o produto x ($\text{Kg DQO. Kg DQO}^{-1}$);

k_{ji} é a constante da velocidade de reação para o composto i na etapa j, neste caso, para a etapa de desintegração (d^{-1});

X_i é a concentração do composto particulado i de interesse (Kg DQO.L^{-1}).

A acidogênese, a acetogênese e a metanogênese são baseadas no modelo de Monod, acrescido de um fator de inibição que pode ocorrer em função do pH, da concentração do hidrogênio gasoso no meio e na ausência de nitrogênio inorgânico e são representadas através das taxas cinéticas e dos coeficientes apresentados no anexo 11.

A equação geral para as reações acidogênicas, acetogênicas e metanogênica é apresentada na fórmula 20.

$$r_i = k_{m,i} \cdot S_i / (K_{s,i} + S_i) \cdot X_i \cdot \sum I_{(j)} \quad (20)$$

Onde:

$k_{m,i}$ é a constante de velocidade máxima de reação (d^{-1});

$K_{s,i}$ é a constante de saturação (Kmol.m^{-3});

S_i é a concentração do composto dissolvido i (Kg DQO.m^{-3});

X_i é a concentração da biomassa produtora de i (Kg DQO.m^{-3});

I_j é fator de inibição para a etapa j do processo (adimensional).

Na acidogênese as bactérias podem utilizar os açúcares, as proteínas ou os lipídios para seu metabolismo, formando propionato, butirato, valerato, acetato e hidrogênio. Na acetogênese, as bactérias adaptadas convertem os ácidos graxos de cadeia longa, o propionato e os ácidos butírico e valérico em dois componentes: o hidrogênio e o acetato.

Na metanogênese, ocorre a liberação de CH_4 e CO_2 , sendo caracterizada como acetoclástica, quando há o consumo do acetato como substrato ou hidrogenotrófica, quando há o consumo do hidrogênio como substrato.

2. 5 Dimensionamento de filtro anaeróbios

Os filtros anaeróbios podem ser dimensionados baseando-se na ABNT NBR 13.969/97, de caráter empírico, sendo o volume útil do leito filtrante definido através da estimativa de uma contribuição mínima para a qual se estabelece um tempo de detenção hidráulica em função da temperatura e da carga aplicada, conforme indicado na fórmula 14. Para vazões até 1500 L.dia^{-1} , por exemplo, considerando-se temperaturas médias oscilando entre 15°C a 25°C para os meses mais frios, o tempo de detenção hidráulica indicado é de 24 horas (ABNT, 1997).

$$Vu = 1,6 \times N \times C \times T \quad (21)$$

Onde:

Vu é o volume útil do leito filtrante em L^{-1}

N é o número de contribuintes

C é a contribuição de despejos, em litros x habitantes x Dia^{-1} (tabela 01 – Anexo 10)

T é o tempo de detenção hidráulica, em dias (conforme a tabela 02 – Anexo 10)

O volume total pode ser calculado através da equação 15:

$$V_{total} = V_{\text{útil}} + V_{\text{meio suporte}} = \frac{V_{\text{útil}}}{IV} \quad (22)$$

Onde o IV representa o índice de vazios, que é a relação entre o volume dos espaços vazios existentes num volume de meio suporte. Para brita graduada nº 4 o IV adotado é 0,5, podendo chegar a 0,97 em blocos estruturados.

Em relação aos materiais de enchimento, a ABNT NBR 13.969/97, cita brita, peças de plástico (em anéis ou estruturados) ou outros materiais resistentes ao meio agressivo (ABNT, 1997). Para o arranjo laboratorial serão utilizados a brita graduada nº 04 e cubos de poliuretano expandido com aresta de 30 mm.

Young (1991) sugere a seguinte equação para estimar o desempenho de filtros anaeróbios em escala plena e de laboratório, utilizando meios suportes estruturados do tipo *crossflow*:

$$E = 100 \times (1 - S_k \times t^{-m}) \quad (23)$$

Na qual:

E : Representa a eficiência do sistema [%]

t : Tempo de detenção hidráulica [h]

S_k : coeficiente do sistema. Para uma área superficial de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$, S_k assume o valor de 1,00.

m : coeficiente do meio suporte. Para reatores de leito de pedras m é aproximadamente 0,40.

Van Haandel e Letinga (1994), a partir do ajuste de dados experimentais adotaram os seguintes valores para as constantes empíricas S_k e m :

$$E = 100 \times (1 - 0,87 \times t^{-0,50}) \quad (24)$$

2.6 Operação de filtros anaeróbios

Filtros anaeróbios são amplamente difundidos no Brasil, sendo adequados para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB ou tanques sépticos, embora possam ser utilizados como unidade principal, (CHERNICHARO, 1997, p. 171). Em sistemas descentralizados sua utilização após o tanque séptico pode apresentar eficiência satisfatória de remoção da DBO de 40 a 60% (NUVULARI et al., 2011, p. 258), chegando a 80%, quando bem operados (VON SPERLING, 1995, p. 339).

Oliveira e von Sperling (2005), analisando 23 estações de tratamento de esgoto que utilizam sistemas com fossas sépticas seguidas de filtros anaeróbios nos estados de Minas Gerais e São Paulo, constataram uma eficiência média de remoção da DBO de $59\% \pm 22\%$ nesses sistemas. Em outro estudo, Vich e Leite (2014) constataram evolução nos teores de oxigênio dissolvido e redução na quantidade de coliformes fecais em amostras coletadas após a implantação de fossas sépticas, numa comunidade de aproximadamente 2.000 habitantes no distrito de Campo Grande, em Ouro Branco, MG.

Da análise desses casos pode inferir que, ainda que não atendam todos os requisitos de qualidade para o descarte de efluentes, a utilização de fossas sépticas seguidas de filtro anaeróbio pode contribuir de forma significativa para o saneamento ambiental em comunidades descentralizadas.

No entanto, apesar de sua aparente simplicidade, a obtenção de resultados satisfatórios no tratamento de esgoto através da introdução dos filtros anaeróbios vincula-se a incorporação de atividades de manutenção à rotina operacional, destacando-se a limpeza periódica do lodo de excesso no compartimento inferior (fundo falso) a fim de remover os sólidos inertes acumulados que reduzem a eficiência do tratamento e o biofilme destacado do meio suporte, que podem levar a colmatação dos interstícios formados entre os agregados de rocha tradicionalmente utilizados para reter a biomassa (ANDRADE NETO, 2002). O acompanhamento de indicadores de estabilidade do processo tais como, temperatura, pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, e de eficiência do tratamento, tais como, sólidos sedimentáveis e suspensos, DQO e DBO visa detectar e prevenir problemas operacionais e melhorar a qualidade do efluente tratado, tendo em vista que a quantidade de matéria orgânica (carga orgânica) aplicada diariamente varia em função do volume do filtro anaeróbio (CAMPOS, 1999).

Valores encontrados na literatura variam entre 0,15 a 0,50 kgDBO.m⁻³.d⁻¹, para o volume total do filtro, e de 0,25 a 0,75 kgDBO.m⁻³.d⁻¹, para o volume da camada de meio suporte, ocorrendo taxas de projeto para filtros de até 16 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, entretanto ressalta-se que as cargas operacionais geralmente não ultrapassam 12 kgDBO.m⁻³.d⁻¹; CHERNICHARO, 1997, p. 187; CAMPOS, 1999).

A introdução de materiais alternativos tais como resíduos cerâmicos e cimento quartzito, eletrodutos corrugados e anéis plásticos tem sido pesquisado a fim de ampliar a faixa de aplicação dos filtros anaeróbios (CAMPOS, 2004). Além desses materiais, a escória de alto forno tem apresentado resultados promissores devido às suas propriedades, porosidade entre de 50% a 55% e área superficial de aproximadamente 100 m².m⁻³, além do baixo custo, uma vez que é um subproduto da redução do minério de ferro (CHERNICHARO, 1997, p. 178-179).

Em comum a procura por materiais alternativos possui a limitação inerente aos processos biológicos, principalmente em sistemas anaeróbios, uma vez que o catabolismo das bactérias fermentativas é mais lento em relação ao das aeróbias, dessa forma o crescimento do biofilme é limitado tanto pela disponibilidade do substrato na superfície do meio suporte, quanto pela taxa de adsorção da matéria orgânica. Dessa forma, há duas maneiras evidentes de aumentar sua capacidade de tratamento: ampliando-se a área superficial da biomassa, quando há disponibilidade do nutriente ou aumentando-se a concentração do substrato limitante na superfície (HEIJNEN, 1996, p. 497). O aumento da concentração do substrato limitante poderia ser obtido pela aplicação de parcela do esgoto bruto ou pela recirculação do lodo, caso existam etapas posteriores de tratamento, entretanto, ao deixar de ser limitante provavelmente outro nutriente passaria a controlar a curva de crescimento, tornando-se um novo limitante (VON SPERLING, 1995, p. 111). Entretanto, em geral, não se faz necessária a recirculação do efluente nos filtros anaeróbios utilizados no tratamento de efluentes de tanque séptico, uma vez que as concentrações de matéria orgânica afluentes não são muito elevadas (ANDRADE NETO, 1997).

Na tabela 6 apresenta-se de forma resumida os resultados referentes a eficiência de remoção da DQO em diversos estudos sobre filtros anaeróbios utilizando diferentes meios suportes. Na análise desses resultados verificou-se que a variação da concentração de DQO e DBO afluente foi mais efetiva no desempenho do que a variação no tempo de detenção hidráulica, apresentando os resultados mais relevantes em concentrações elevadas o que pressupõe que, valores baixos de SSV, possam reduzir o desempenho de filtros anaeróbios, por limitar a quantidade de nutrientes disponíveis passíveis de serem assimilados pelos micro-organismos.

O presente trabalho buscou aumentar a retenção da matéria orgânica pelo aumento da área superficial da biomassa através da introdução de espumas de poliuretano como meio suporte. Poliuretanos são polímeros sintéticos utilizados em várias aplicações, podendo adquirir, mediante a aplicação de aditivos, propriedades de resistência à combustão e estabilidade química. Quando utilizados na fabricação de espumas podem apresentar uma variedade de densidades e de durezas, que mudam de acordo com o tipo de monômero usado e em função da adição ou não de substâncias modificadoras de propriedades.

A utilização de espumas de poliuretano no tratamento anaeróbio possui um potencial promissor, tendo em vista que por serem inertes e possuírem alta porosidade, que pode chegar a 98%, podem elevar a eficiência na remoção da carga orgânica em aplicações que envolvam a retenção de biomassa.

Tabela 6: Eficiência de remoção da DQO de Fan com diferentes meio suportes (%)

Meio suporte	Concentração DQO afluente mg O ₂ .L ⁻¹	Eficiência (%)	TDH (h)	Fonte:
Brita	> 300	81%	Não inf.	Galvão Júnior et al, 2001
Eletroduto corrugado cortado	194,5	58%	9,5	Andrade Neto, C. O. A; Melo, H.N.S; Filho, M. L., 2001
	241,3	64%	7,2	
	209,8	64%	4,8	
Anéis de bambu Ø 0,03 m x comp. 0,05 m	823 ± 113	76 ± 15%	9,0	Tonetti et al, 2011
Anéis de bambu Ø 3,5 a 4,0 cm x comp. 3,5 a 4,0 cm	760	55,6	4,0	Camargo et al, 2001
	1054	84	6,0	
	671	64,4	9,0	
Casca de coco	1128 ± 390	70 ± 16	12,0	Cruz et al, 2010
<i>Luffa cylindrica</i>	< 200	33 a 55	21,6	Fernandez; Athayde Júnior e Batista, 2015

Fonte: Próprio autor (2016)

3 METODOLOGIA

3.1 Proposição do modelo para o estudo

A montagem do arranjo experimental foi realizada inicialmente a fim de permitir o estudo comparativo das taxas de remoção da carga orgânica entre o meio suporte alternativo, espuma de poliuretano e o elemento tradicionalmente utilizado, pedra nº 04, operando em meio anaeróbio. A partir da análise dos modelos apresentados e do objetivo do estudo, adotou-se o modelo de fluxo em pistão para a montagem em escala laboratorial.

A definição da altura da camada suporte foi baseada em Campos (1999, p. 149), segundo o autor a altura da camada do meio filtrante tem pouca influência no desempenho do filtro anaeróbio, recomendando-se neste caso, que seja mantida entre 0,60 m e 1,50 m, em geral, 1,00 m, baseando-se nos aspectos construtivos e operacionais, tais como obstrução dos interstícios, facilidade de limpeza, instalação e peso do meio suporte sobre a laje de fundo.

O tempo de detenção deve ser suficiente para promover o contato entre a matéria orgânica e a biomassa aderida na superfície do meio suporte, podendo ser estimado pela razão entre a área aderida e a vazão afluente, conforme indicado pela equação de Eckenfelder. Para os filtros anaeróbios, a norma brasileira recomenda um máximo de 24 horas para vazões até 1500 L.dia⁻¹ e temperatura entre 15°C a 25°C, sendo reduzida progressivamente para vazões maiores (BRASIL, 1997).

Para a escala laboratorial, o diâmetro do reator foi fixado em diâmetro nominal 100 mm (Ø interno 96,60 mm), permitindo, dessa forma, estimar a carga a ser aplicada sobre a área de contato, através da relação $(Q.Asup^{-1})$, que pode ser entendida como a taxa de aplicação do filtro, representando a vazão de entrada sobre a área de contato do meio suporte, consequentemente, obtendo-se um modelo simplificado para a montagem do arranjo experimental, baseado numa cinética de 1º ordem.

$$\frac{S}{S_0} = e^{-k.t.Asup/Q} \rightarrow \frac{S}{S_0} = e^{-k.t/q} \quad (25)$$

Após a montagem do modelo de bancada, seguiu-se o monitoramento dos parâmetros de controle a fim de avaliar a eficiência de remoção da carga orgânica com os dois reatores operando separadamente em períodos de tempo alternados.

O índice de vazios foi determinado experimentalmente, o reator anaeróbio com leito de brita foi preenchido com água, antes e depois da colocação dos elementos suporte, permitindo calcular, dessa forma, a porcentagem do volume efetivamente ocupado com a passagem do fluxo. O índice de vazios obtido com esse procedimento para o arranjo experimental foi *IV igual a 0,62*. O índice de vazios do filtro preenchido com espuma de poliuretano foi avaliado utilizando-se do mesmo procedimento, contudo comparando-se os resultados com os obtidos em provetas graduadas de 500 mL e 1000 mL, conforme indicado na figura 10, sendo que a média obtida para o índice de vazios foi igual a *0,91*.

Figura 10: Avaliação do Índice de vazios da espuma de poliuretano



Fonte: Próprio autor (2015)

3.2 Tratamento dos dados

Os dados obtidos foram correlacionados conforme modelo de distribuição de *Student* para amostras de pequeno tamanho ($n \leq 30$), adotando-se um intervalo de confiança de 95% em ambos os filtros, considerando-se ainda, amostras com distribuição monocaudal e pareada para comparação entre entrada e saída do filtro e distribuição bicaudal de padrão irregular para comparação dos processos em paralelo.

3.3 Descrição do aparato experimental (escala de bancada)

O aparato experimental foi constituído de dois reatores de leito fixo confeccionados em PVC com dimensões $\varnothing 100$ mm x altura de 1000 mm, montado no laboratório de Saneamento Ambiental da Faculdade de Tecnologia de São Paulo. Um reator anaeróbio foi preenchido com brita nº 04, material de uso corrente em tais aplicações e o outro foi preenchido com cubos de poliuretano expandido 30 mm x 30 mm x 15 mm.

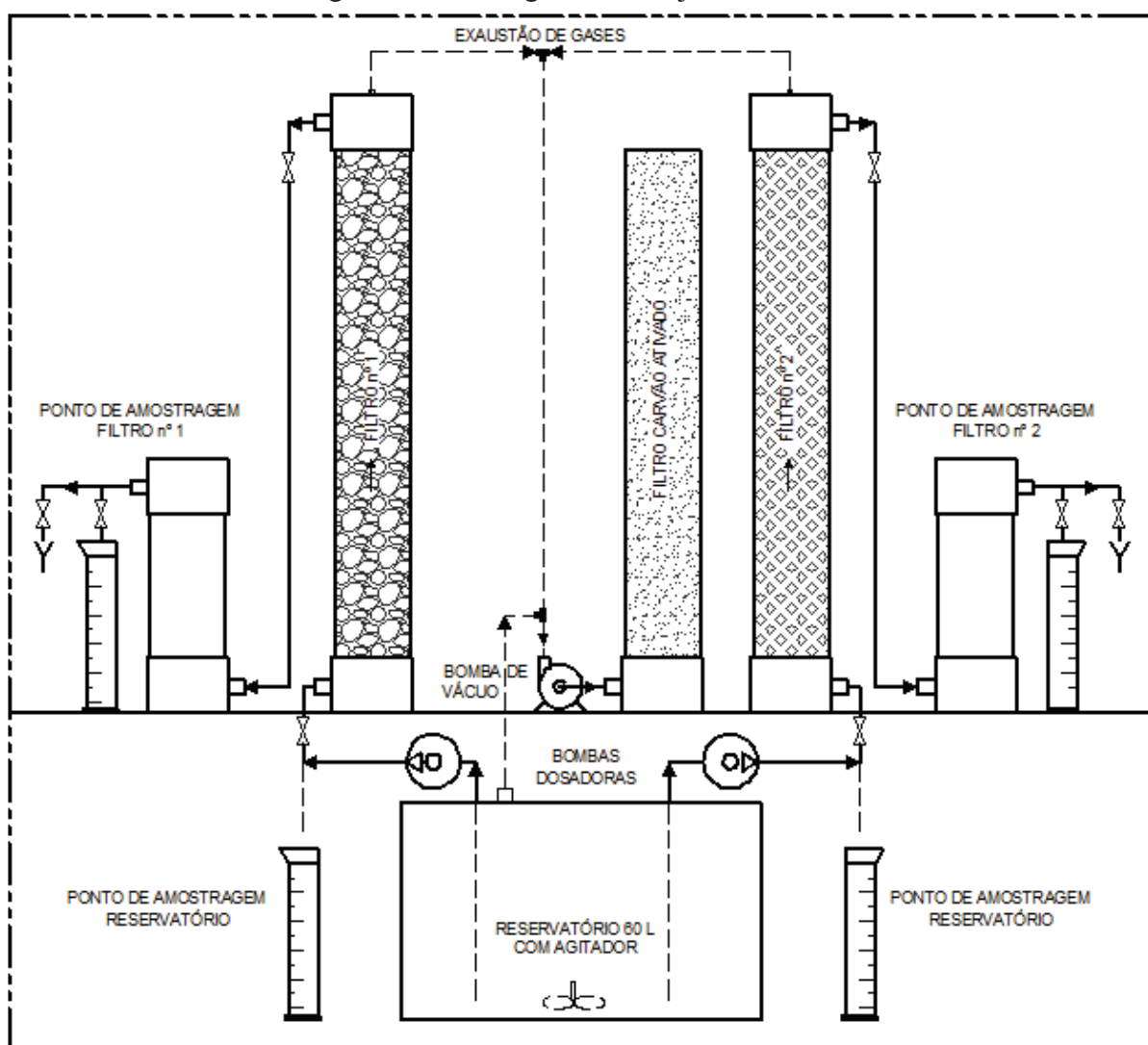
A área interna dos reatores é $73,29 \text{ cm}^2$, portanto ambos possuem um volume vazio de $7328,9 \text{ cm}^3$, equivalente a 7,3 L. No entanto a introdução do meio suporte, cujo índice de vazios corresponde respectivamente a 0,62 e 0,91, reduz essa capacidade para aproximadamente 4,5 L (brita) e 6,6 L (espuma de poliuretano). Os reatores operam em paralelo com fluxo ascendente (filtro anaeróbio), alimentados continuamente por meio de bomba peristáltica.

As amostras foram armazenadas em reservatório de 60 litros em cujo interior foi instalado uma bomba de recirculação de 250 l.h^{-1} com potência de 20 W a fim de evitar a sedimentação do material particulado

Tendo em vista a possível geração de odores no local proposto para a montagem do aparato experimental, os gases gerados nos reatores e no reservatório foram coletados por uma bomba de vácuo sendo lançados em um filtro de carvão ativado.

O esquema da montagem pode ser observado na Figura 11.

Figura 11 – Fluxograma Arranjo Laboratorial



Fonte: Próprio autor (2015)

Todos os componentes do arranjo experimental foram montados em compartimento segregado do laboratório de saneamento ambiental na unidade de pesquisa conforme indicado na figura 12, dotado com pia de cuba funda para instalação do reservatório de amostras, figura

13, e alimentação de água potável, evitando-se dessa forma o contato com materiais e funcionários, não alinhados à pesquisa e a limpeza externa do arranjo. O efluente tratado foi descartado para a rede de esgoto e os resíduos gerados foram embalados e encaminhados para a rede pública de coleta de lixo. Foram utilizados duas bombas dosificadoras peristálticas com vazão controlada $0,5$ a $4,7 \text{ L.h}^{-1}$, figura 14 e uma bomba de vácuo. O detalhamento do arranjo experimental montado encontra-se na figura 15.

Figura 12 – Capela montada para o arranjo experimental



Figura 13 - Reservatório de amostras – 60 L

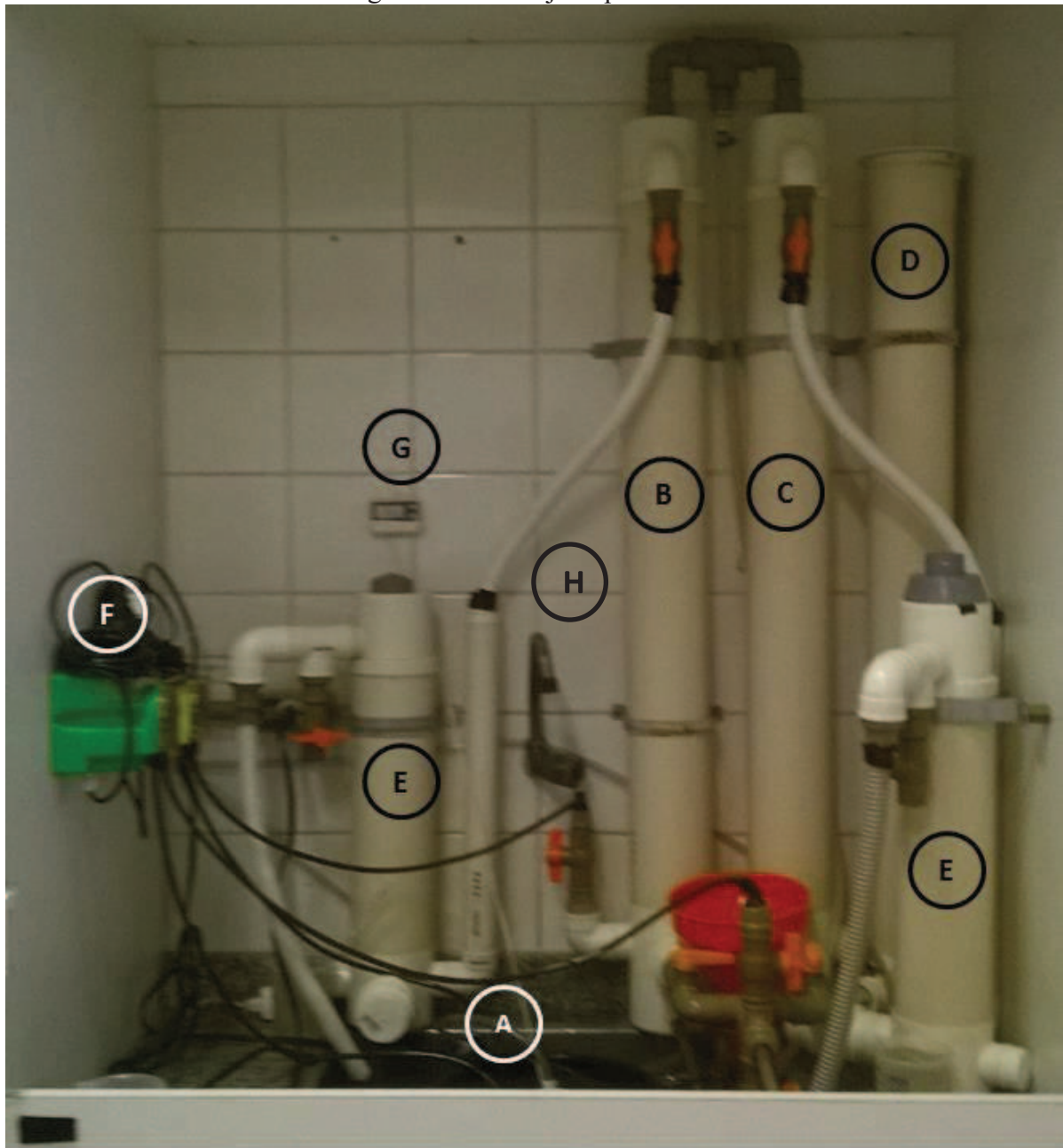


Figura 14 - Bombas dosificadoras peristálticas



Fonte: Próprio Autor (2016)

Figura 15 – Arranjo experimental



Fonte: Próprio autor (2016)

- A. Reservatório 60 L com bomba de recirculação
- B. Filtro Anaeróbio preenchido com brita graduada nº 04
- C. Filtro Anaeróbio preenchido com cubos de poliuretano 3,0 cm x 3,0 cm
- D. Filtro preenchido com zeólito + carvão ativado
- E. Decantador
- F. Bomba peristáltica Q: 0 – 4,7 L.s⁻¹
- G. Termômetro digital
- H. Ponto de água para limpeza

3.4 Equipamentos utilizados

Foram utilizados os seguintes equipamentos para as análises requeridas:

- Agitador magnético NALGON – Hotlab II- Q33428
- Balança analítica Shimadzu AY 220
- Bloco digestor *Thermo Digester* - Policontrol;
- Bomba de Vácuo QUIMIS Q 955 B;
- Bomba dosificadora peristáltica – EMEC 4,7 L.h⁻¹
- Câmara para DBO TECNAL TE-390;
- Dessecador Pyrex;
- Destilador de Água – marca SANEM – modelo 724/1;
- Espectrofotômetro da marca Lovibond - *Spectro Direct*, modelo 666.000;
- Esterilizador Autoclave QUIMIS Q 19022;
- Estufa microprocessada QUIMIS Q-317B42;
- Forno Mufla – marca EDG modelo 1800 3P-S;
- Oxímetro Digimed, modelo DM 4;
- Phmetro PH 300M
- Pipetas graduadas 2,0 mL, 5 mL e 10 mL;
- Proveta graduada 1000 mL;
- Proveta graduada 500 mL;
- Termômetro digital marca cogumelo;
- Turbídímetro portátil *Thermo Scientific* Orion AQ 3010.

3.5 Coleta de amostras de efluente

As amostras utilizadas no estudo foram retiradas de uma estação de tratamento de esgoto situada na região metropolitana de São Paulo, no período de 01/06/2015 a 19/02/2016, sendo acondicionadas em reservatório de 25 litros para transporte, conforme indicado na Figura 16.

Figura 16: Coleta de amostras de esgoto



Fonte: Controle Operacional ETE (2015)

O local foi escolhido em virtude de ser rotina operacional o monitoramento periódico dos parâmetros pH, temperatura, DQO, SSD, SST e COT, em vários pontos da estação de tratamento, possibilitando o acompanhamento da série histórica tanto do esgoto bruto, quanto do efluente primário utilizado para o estudo, por um período anterior de quatro anos, isso possibilitou a detecção de eventuais anomalias pontuais que viessem a comprometer a realização dos trabalhos.

Tendo em vista que o estudo se baseia em um tratamento biológico, optou-se por utilizar o efluente após o decantador, a fim de evitar a colmatação dos filtros anaeróbios em virtude da entrada de sólidos grosseiros, dessa forma as amostras de esgoto foram retiradas após o tratamento preliminar e primário. O tratamento preliminar da unidade é constituído de gradeamento mecanizado e desarenação em caixa de areia convencional, conforme indicado na Figura 17, já o tratamento primário é constituído por um decantador de fluxo linear, indicado na Figura 18.

Figura 17 - Entrada do esgoto bruto – Tratamento Preliminar



Fonte: Controle operacional ETE (2015)

Figura 18: Tratamento Primário



Fonte: Controle operacional ETE (2015)

3.6 PARÂMETROS DE OPERAÇÃO

O estudo foi dividido em duas fases distintas. A primeira fase ocorreu entre 13/08/2015 e 23/09/2015, visando ajustar o arranjo experimental para a análise comparativa entre os reatores operando em paralelo na segunda fase, além de detectar possíveis ajustes no experimento.

Dessa forma, os filtros foram operados em períodos distintos, o filtro preenchido com poliuretano entre 13/08/2015 e 30/08/2015 e o filtro preenchido com brita entre 05/09/2015 e 23/09/2015, ambos com tempo de detenção hidráulica de 6,0 h.

A segunda fase do estudo foi realizada entre 41/01/2016 e 22/03/2016, na qual os filtros foram operados simultaneamente com bombas independentes, mantendo vazões distintas, a fim de simular-se o tempo de detenção hidráulica nos reatores de 12 horas.

3.6.1 Partida dos reatores

Os reatores foram inicialmente inoculado com efluente de um reator do tipo RAFA em operação, retirado de uma estação de tratamento de esgoto situada na região metropolitana de São Paulo, durante um período de 15 dias, com vazão de $1,0 \text{ L.h}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 6,0 horas. O material foi armazenado em um reservatório de 60 litros, abastecido continuamente.

A carga do inoculo foi diluída a fim de evitar a sobrecarga nos reatores, a literatura pesquisada recomenda manter uma variação entre 0,05 a $0,50 \text{ kg}_{\text{DQO}}/\text{kg}_{\text{SSV.d}}$ durante a partida, aumentando-se progressivamente a carga até $2,0 \text{ kg}_{\text{DQO}}/\text{kg}_{\text{SSV.d}}$. (NUNES, 2011, p. 224).

Após o período inicial o reator foi abastecido ininterruptamente por um período de 15 dias com o efluente a ser tratado por meio de uma bomba dosadora a uma vazão constante de $1,0 \text{ L.h}^{-1}$, sendo que os parâmetros de temperatura e de pH foram monitorados diariamente e a DQO analisada semanalmente, tanto para o esgoto coletado quanto para o efluente tratado, antes do início das análises comparativas.

3.6.2 Operação

As bombas dosificadoras peristálticas foram ajustadas através de seletor manual para as vazões pré-estabelecidas para o estudo. As bombas operaram de forma independente coletando em paralelo o mesmo material a ser tratado no reservatório de 60 litros.

As amostras do reservatório foram retiradas através das mangueiras de recalque das bombas dosificadoras, conforme indicado na figura 19. As amostras do efluente tratado foram retiradas após o decantador montado para cada filtro através de proveta graduada, conforme indicado na figura 20. Estes pontos estão indicados na Figura 11 – fluxograma do arranjo experimental.

Figura 19: Ponto de coleta de amostras do reservatório



Fonte: Próprio autor (2016)

Figura 20: Coleta de amostras de efluente tratado



Fonte: Próprio autor (2016)

3.6.3 Ajuste do tempo de detenção hidráulica

Na 1ª fase os filtros foram operados com um tempo de detenção hidráulica de 6 h. Após a avaliação dos resultados preliminares, o tempo de detenção hidráulica foi ajustado para 12 horas, variando-se as vazões em função do volume do meio suporte. Os filtros foram operados em paralelo, de forma independente, conforme indicado na Tabela 7:

Tabela 7: Parâmetros de Operação

Reator	TDH (h)	Vazão (L.h ⁻¹)	Velocidade Ascensional (m.h ⁻¹)
1ª Fase			
Filtro Poliuretano	6	1,10	0,14
Filtro Leito de pedra	6	0,80	0,10
2ª Fase			
Filtro Poliuretano	12	0,55	0,07
Filtro Leito de pedra	12	0,40	0,05

Fonte: Próprio autor (2016)

3.7 Plano de amostragem

Foram monitorados os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade, DBO, DQO, sólidos totais, sólidos em suspensão e dissolvidos na entrada e na saída dos reatores. Os resultados obtidos foram comparados com os resultados usuais obtidos em processos similares.

Os procedimentos para execução das análises foram baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20º ed. (APHA/AWWA/ WEF, 1998), sendo que as análises laboratoriais de sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos, DBO e DQO foram realizadas em duplicada, enquanto as análises de pH, alcalinidade e turbidez foram realizadas em triplicata a fim de reduzir erros de amostragem e aumentar a base de dados.

Para a obtenção da DQO foi utilizado o método colorimétrico com refluxo fechado, utilizando padrão de 1000 mg O₂. L⁻¹. A demanda bioquímica do oxigênio (DBO) foi determinada através da medição do oxigênio dissolvido pelo método eletrométrico (oxímetro).

O pH foi determinado através do método eletrométrico e para a alcalinidade total foi utilizado o método de titulação potenciométrica com padrão ácido forte para 4.5 pH.

Na medição dos sólidos totais foi empregado o método gravimétrico, com recipientes de porcelana para secagem das amostras. A análise dos sólidos suspensos voláteis seguiu o método gravimétrico, com a utilização de membranas de filtração.

O plano de amostragem está indicado no Quadro 1:

Quadro 1: Plano de amostragem

Análise	Um	Frequência	Método
Temperatura	°C	Diária	-
pH	-	Diária	Método eletrométrico
Turbidez	NTU	Diária	Método nefelométrico
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	2 x semana	Titulação potenciométrica
DBO _{5,20}	mg O ₂ .L ⁻¹	Semanal	Método eletrométrico
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	3 x semana	Colorimétrico com refluxo fechado
SST	gSST	Semanal	Método gravimétrico
SSV	gSSV	Semanal	Método gravimétrico.
SSD	gSSD	Semanal	Método gravimétrico.

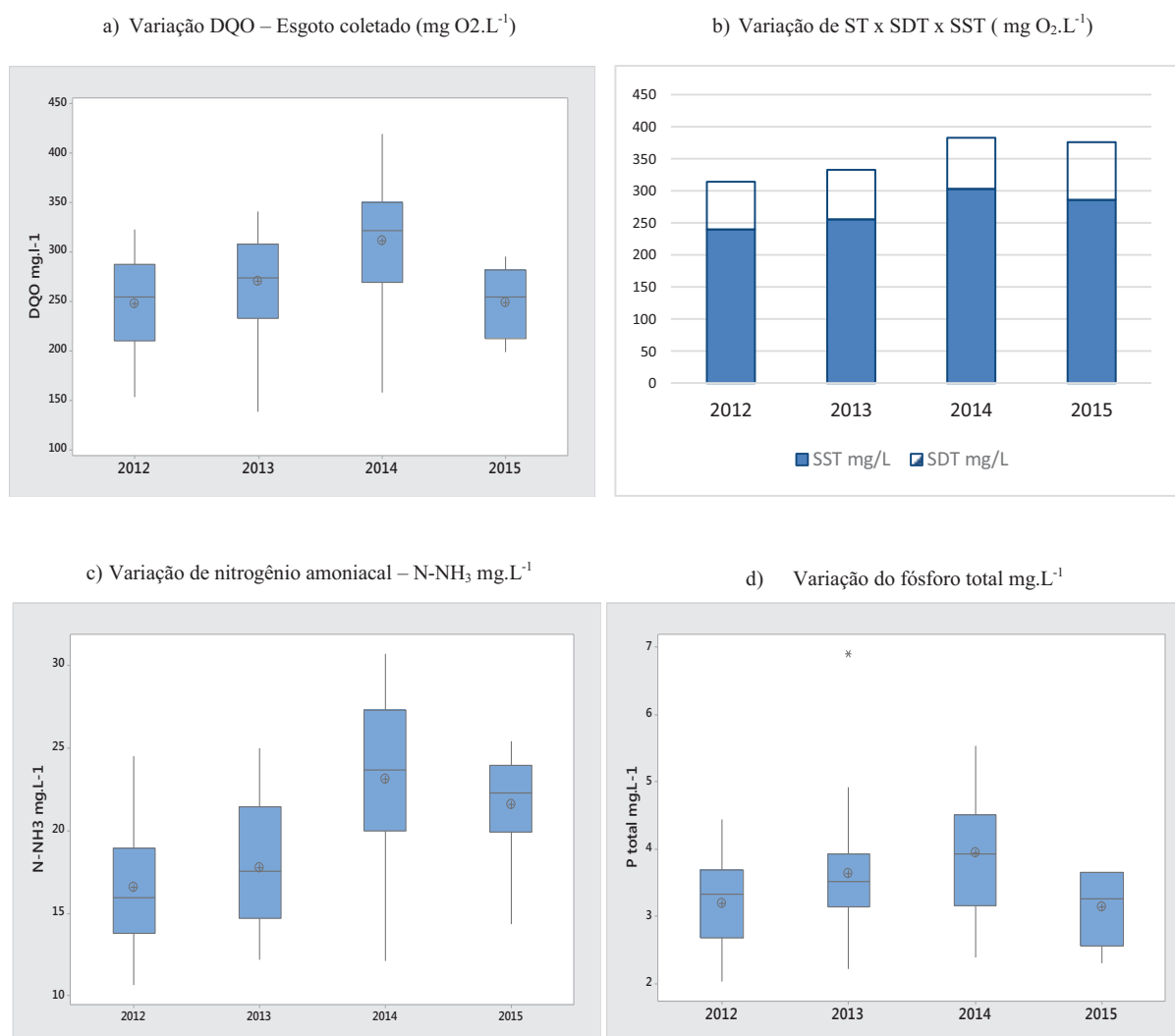
Fonte: próprio autor (2015)

4. RESULTADOS

4.1 Caracterização das amostras de esgoto

O afluente utilizado para o estudo foi retirado após o tratamento primário, sendo que os valores das amostras foram fornecidos pelo controle operacional da estação de tratamento de esgoto compreendendo o período entre 04/01/2012 e 09/04/2015. O esgoto bruto afluente a estação de tratamento apresentou uma DQO média de $358 \pm 86,5$ mg O₂.L⁻¹, variando entre 276 e 656 mg O₂.L⁻¹, conforme indicado na Figura 21a, compatível com as concentrações típicas para o esgoto bruto doméstico, que variam na literatura entre 450 a 800 mg O₂.L⁻¹ (VON SPERLING, 2005, p. 112).

Figura 21 – Caracterização do Esgoto Bruto – Amostras 2013 a 2015



Fonte: Controle operacional ETE (2015)

Nesse período as amostras retiradas do ponto de coleta após o tratamento primário apresentaram DQO média de $273,9 \pm 60,9 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, variando entre 139 e $419 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, conforme indicado no gráfico da Figura 19a.

Em relação à análise dos sólidos, a série histórica apresentou as médias indicadas na tabela 8 para sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos em suspensão totais (SST), no ponto de coleta de amostras não são analisados os sólidos voláteis (SVT) e fixos (SFT).

Tabela 8: Média histórica ST, SDT e SST – período de 04/abril/2013 a 09/04/2015

Parâmetro	Esgoto Bruto mg.L^{-1}	Ponto de Coleta mg.L^{-1}
Sólidos Totais (ST)	438 ± 193	369 ± 53
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	300 ± 192	$286 \pm 47,5$
Sólidos em Suspensão Totais (SST)	138 ± 40	$82,5 \pm 18$

Fonte: Controle operacional ETE (2015)

Ainda que o tratamento proposto não se destine à desinfecção do esgoto, foi realizada uma caracterização inicial da amostra a fim de detectar a presença de coliformes termotolerantes e organismos heterotróficos no material usado para o estudo, obtendo-se os seguintes resultados para o afluente coletado e armazenado para execução dos experimento:

Teste de Presença-Ausência:

Caldo PA - positivo (coliformes)

Caldo verde brilhante e bile - positiva (coliformes totais)

Caldo EC - positivo (coliformes termotolerantes)

Teste para contagem de heterotróficos:

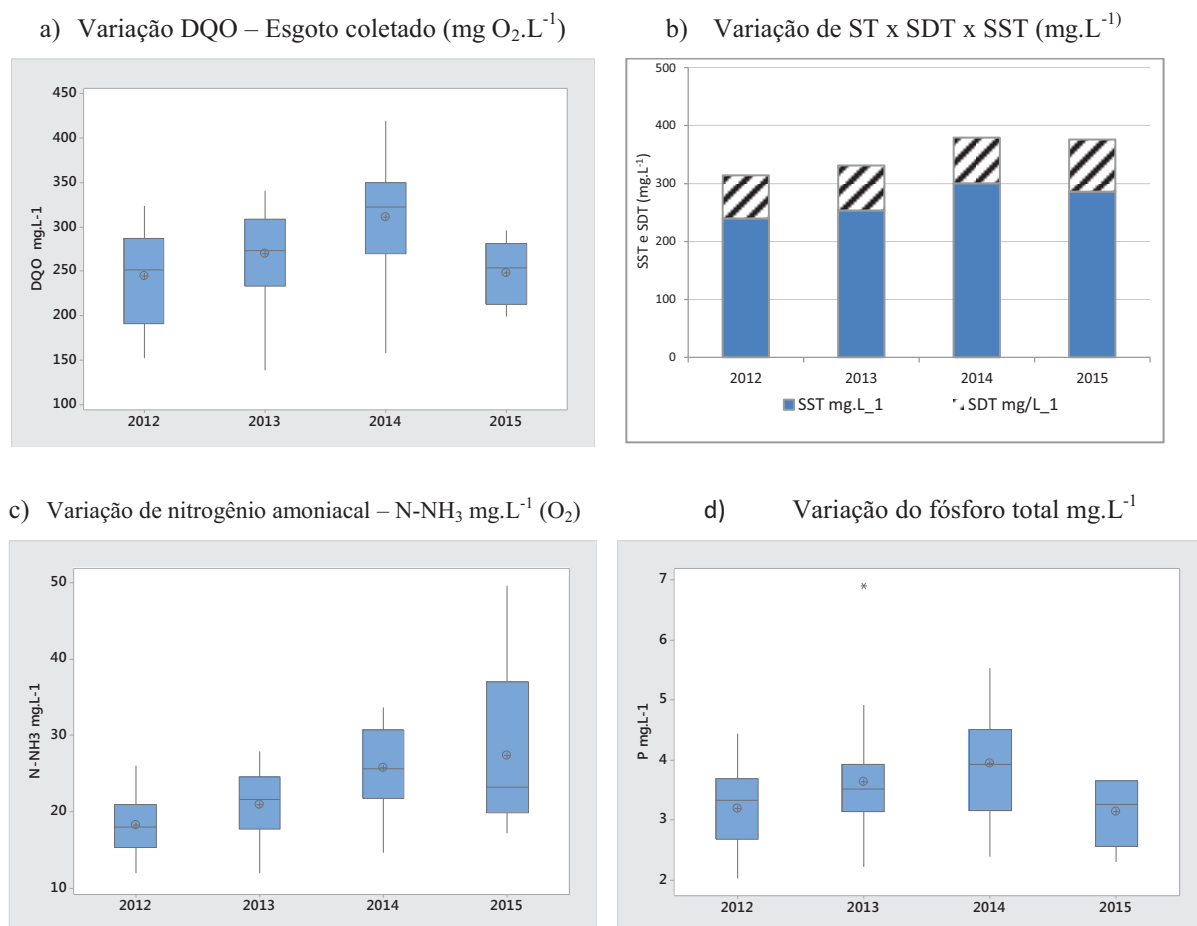
Diluição 10^{-6} (1) = 11 UFC = $11 \times 10^6 \text{ UFC.mL}^{-1}$

Diluição 10^{-6} (2) = 22 UFC = $22 \times 10^6 \text{ UFC.mL}^{-1}$

Diluição 10^{-7} (1) = 0

A figura 22 apresenta um resumo dos parâmetros mais característicos das amostras de efluente utilizadas para alimentação dos filtros anaeróbios montados no laboratório de saneamento:

Figura 22 – Caracterização do esgoto no ponto de coleta – amostras 2013 a 2015

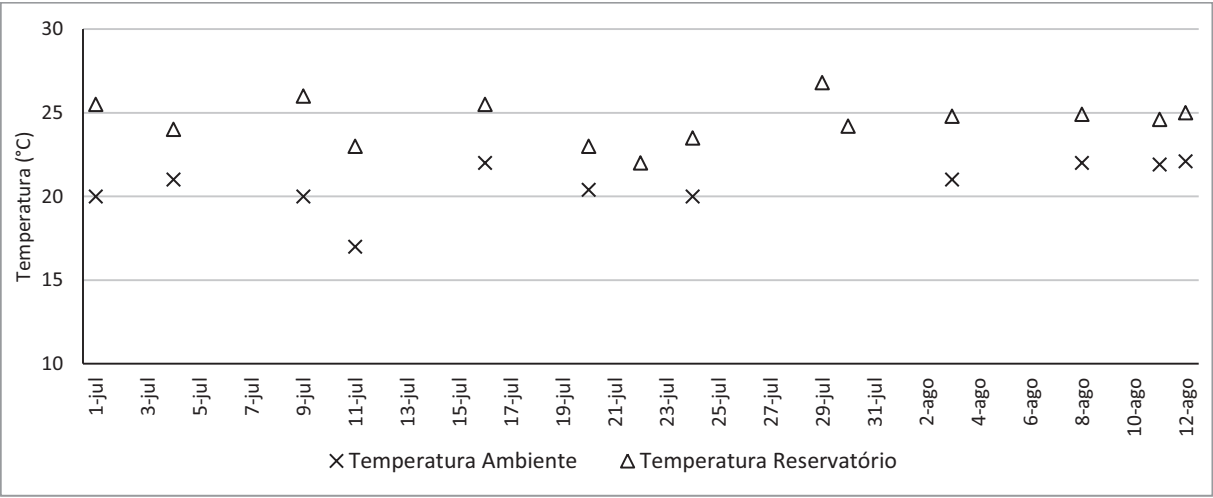


Fonte: Controle Operacional ETE (2015)

4.2 Resultados da 1ª fase do estudo (01/07/2015 a 12/08/2015)

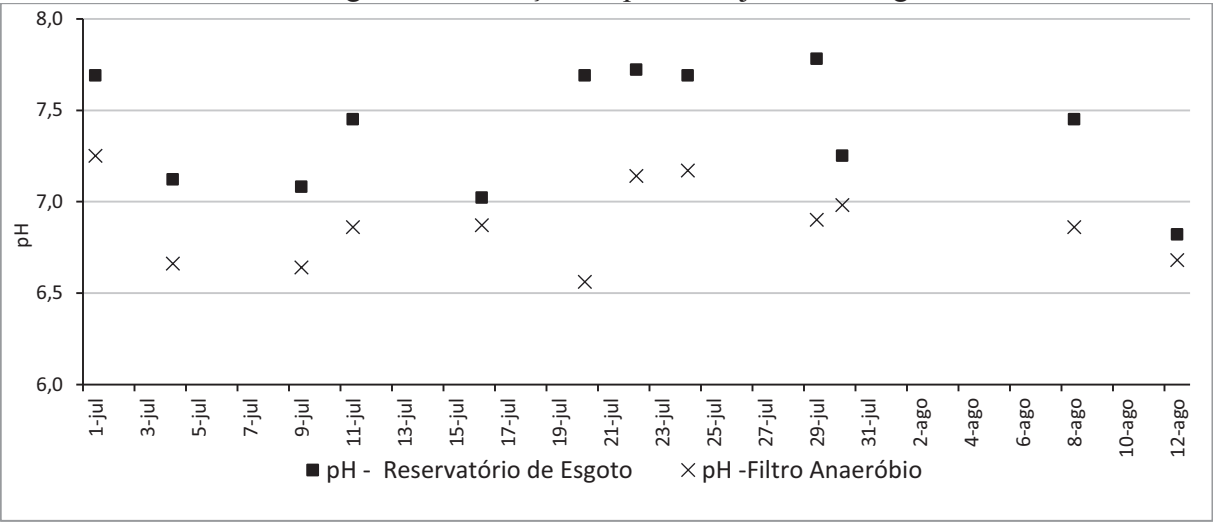
Na primeira fase os parâmetros de temperatura e de pH foram monitorados diariamente, sendo que a temperatura ambiente sofreu variação entre 17°C e 24°C , enquanto o reservatório de armazenagem do esgoto apresentou leituras entre $22,8^{\circ}\text{C}$ e $26,1^{\circ}\text{C}$, conforme indicado nas Figuras 23 e 25a. O pH se manteve próximo a neutralidade tanto no reservatório de amostra, quanto no efluente coletado após o filtro anaeróbio, com variação entre 6,6 a 7,8, conforme indicado na Figura 24 e 25b, os resultados do monitoramento encontram-se no anexo 7.

Figura 23: Variação da temperatura entre julho/15 a ago/15



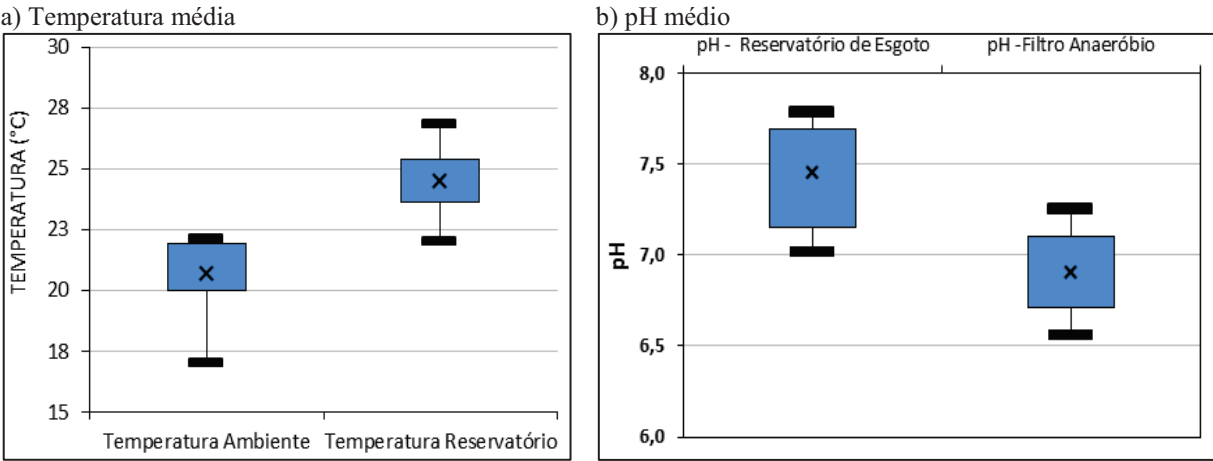
Fonte: Próprio autor (2015)

Figura 24: Variação do pH entre julho/15 a ago/15



Fonte: Próprio Autor (2015)

Figura 25: Variação temperatura / pH entre julho/15 a ago/15



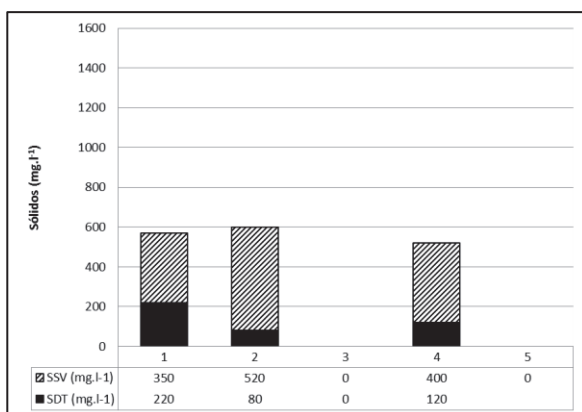
Fonte: Próprio Autor (2015)

Em relação à eficiência de remoção da DQO, comparando-se os valores obtidos na saída dos reatores biológicos, observaram-se as seguintes médias: $25\% \pm 16\%$, para o filtro preenchido com espuma de poliuretano e $15\% \pm 10\%$ para o filtro preenchido com brita. Tais resultados foram acompanhados para confirmar a tendência.

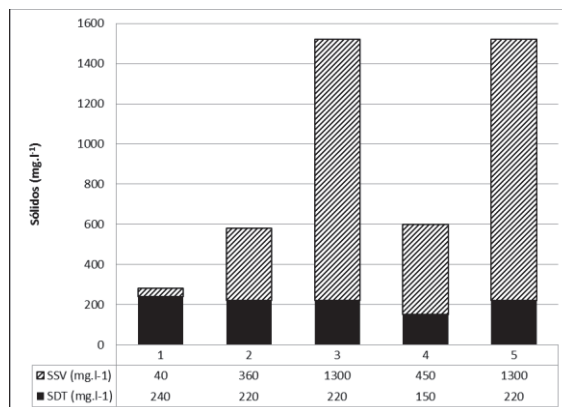
As análises relativas à série de sólidos, ST, SVT e SDT, foram realizadas somente no reator com meio suporte em espuma de poliuretano, contudo não observou retenção significativa de sólidos no reator. Os resultados podem ser observados na figura 26.

Figura 26: Resultados obtidos com tempo de detenção de 6,0 horas

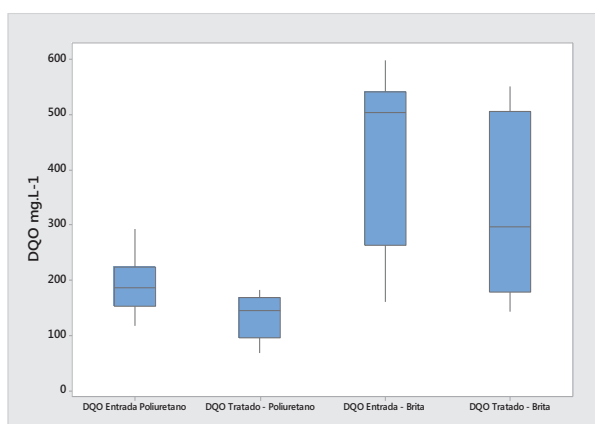
a) Variação SST x SSV x SSD (mg.L^{-1}) – Reservatório (n=3)



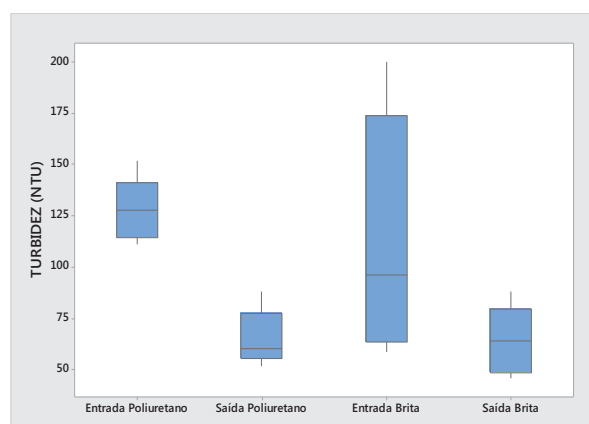
b) Variação SST x SSV x SSD (mg.L^{-1}) – Filtro com espuma de poliuretano (n=5)



c) Variação DQO ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$)



d) Variação Turbidez (NTU)



Fonte: Próprio autor (2015)

Na caracterização da amostra em relação à presença de coliformes termotolerantes e organismos heterotróficos no material na saída do filtro anaeróbico preenchido com cubos de poliuretano, observou-se o seguinte resultado:

Amostra tratada no filtro anaeróbio:

Teste de Presença-Ausência

Caldo PA - positivo (coliformes)

Caldo verde brilhante e bile - positivo (coliformes totais)

Caldo EC - positivo (coliformes termotolerantes)

Teste para contagem de heterotróficos

Diluição 10^{-6} (1) = 2 UFC = 2×10^6 UFC.mL⁻¹

Diluição 10^{-6} (2) = 4 UFC = 4×10^6 UFC.mL⁻¹

Diluição 10^{-7} (1) = 0

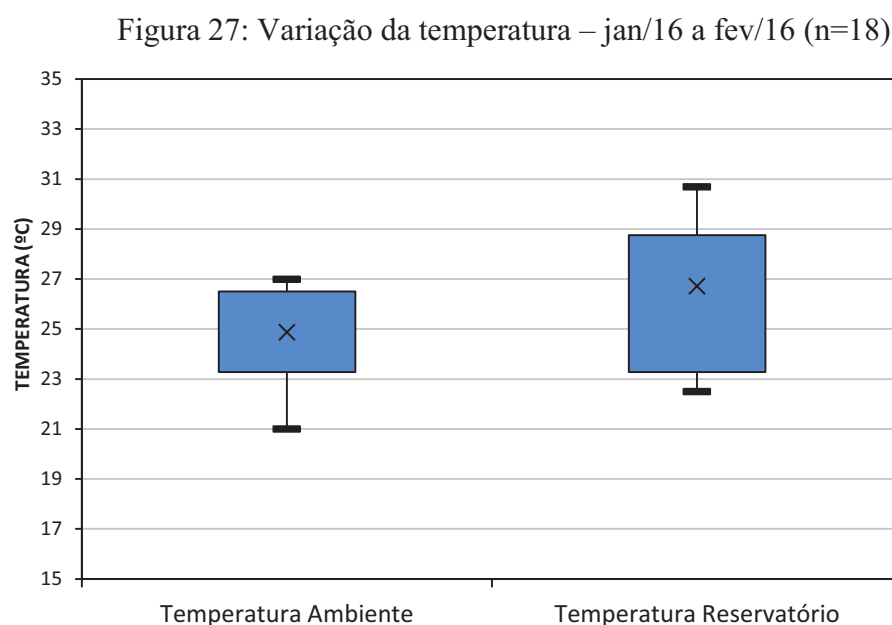
Diluição 10^{-7} (2) = 0

Diluição 10^{-8} (1) = 0

Diluição 10^{-8} (2) = 0

4.3 Resultados da 2ª fase do estudo (04/01/2016 a 22/02/2016)

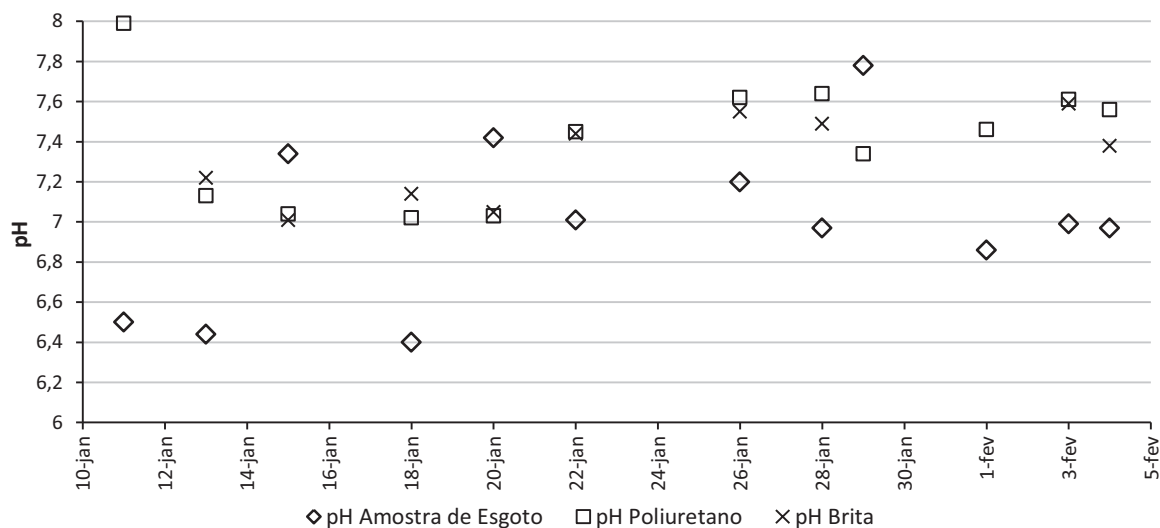
Na segunda fase do estudo, as temperaturas observadas nas amostras coletadas na entrada do reator, variaram entre $24,1 \pm 1,1^\circ\text{C}$ e $26,7 \pm 2,2^\circ\text{C}$ C respectivamente, conforme indicado no gráfico da Figura 27.



Fonte: Próprio Autor (2016)

O pH se manteve próximo à neutralidade, tanto no reservatório de amostra, quanto no efluente tratado, com variação entre 6,8 a 7,3, conforme pode-se observar na Figura 28, sendo que a alcalinidade variou entre 450 a 1200 mg.L⁻¹ (CaCO₃).

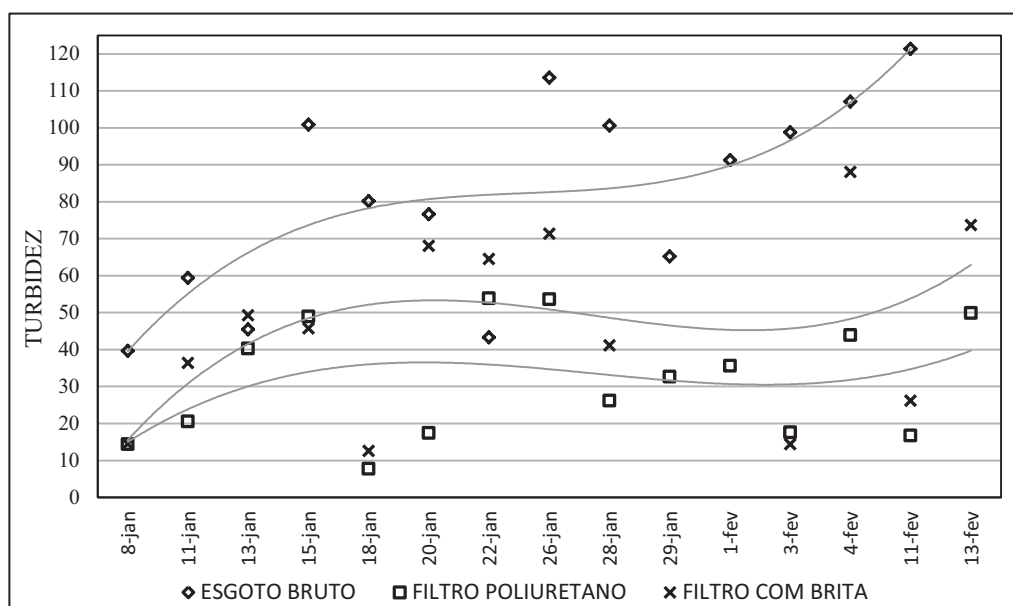
Figura 28: Variação do pH - jan/16 a fev/16



Fonte: Próprio Autor (2016)

Em relação à turbidez, os valores médios registrados para o efluente tratado foram 33 ± 15 NTU para o filtro com poliuretano e 48 ± 24 NTU. Os resultados podem ser observados na figura 29.

Figura 29: Variação da turbidez - jan/16 a fev/16



Fonte: Próprio Autor (2016)

Em relação às análises de sólidos foram observados as seguintes médias: $95 \pm 53 \text{ mg.L}^{-1}$, para sólido totais, variando entre 42 a 197 mg.L^{-1} , incluindo os sólidos voláteis totais que apresentaram uma concentração de $36,8 \pm 26 \text{ mg.L}^{-1}$, os valores encontram-se na tabela 9:

Tabela 9: Resultados das análises de sólidos totais e sólidos suspensos voláteis (mg.L^{-1})

Data da coleta	ST mg.L^{-1} Amostra	ST mg.L^{-1} Poliuretano	ST mg.L^{-1} Brita	SSV mg.L^{-1} BRUTO	SSV mg.L^{-1} POLIURETANO	SSV mg.L^{-1} BRITA
11/01/2016	42,00	146,00	30,00	15	10	146
19/01/2016	116,00	267,00	238,00	19,5	96,5	12,4
27/01/2016	52,00	25,00	29,00	4	10	4
01/02/2016	59,00	38,00	S/BOMBA	775	676	SEM BOMBA
16/02/2016	197,00	41,20	30,00	6	300	87
20/02/2016	102,00	38,20	77,00	19	19	39

Fonte: Próprio autor (2016)

Em relação à DBO, os valores registrados nesta fase estão indicados na Tabela 10:

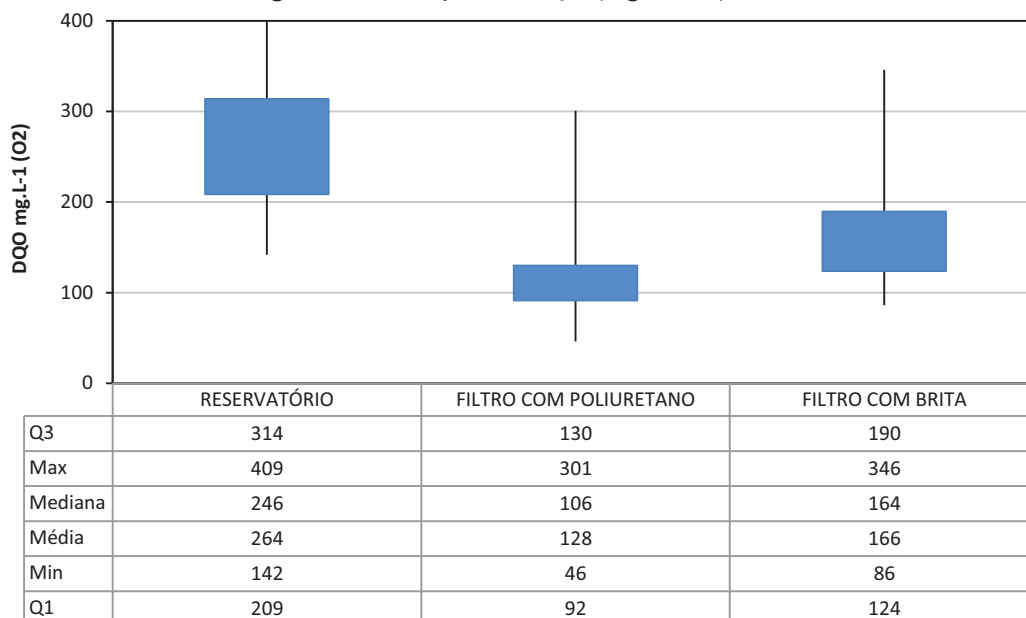
Tabela 10: Variação DBO_{520} ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$) entre 08/01/2016 a 15/02/2016

	Amostra de Esgoto	Filtro Poliuretano	Filtro Brita
Data da Amostra	DBO_{520} $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	DBO_{520} $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	DBO_{520} $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$
08/01/2016	-	33	32
14/01/2016	132	15	45
20/01/2016	64	98,9	144
28/01/2016	154	14	52
01/02/2016	133	41,4	47
15/02/2016	45	38	64
Média	88,0	40,0	64,0

Fonte: Próprio autor (2016)

Em relação a DQO, foram observados as seguintes médias: no reservatório de amostras, $264 \pm 64 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, na saída do filtro com poliuretano $128 \pm 60 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$, e na saída do filtro com brita $166 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1} \pm 55$, conforme indicado na figura 30.

Figura 30: Variação da DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$) – n=17

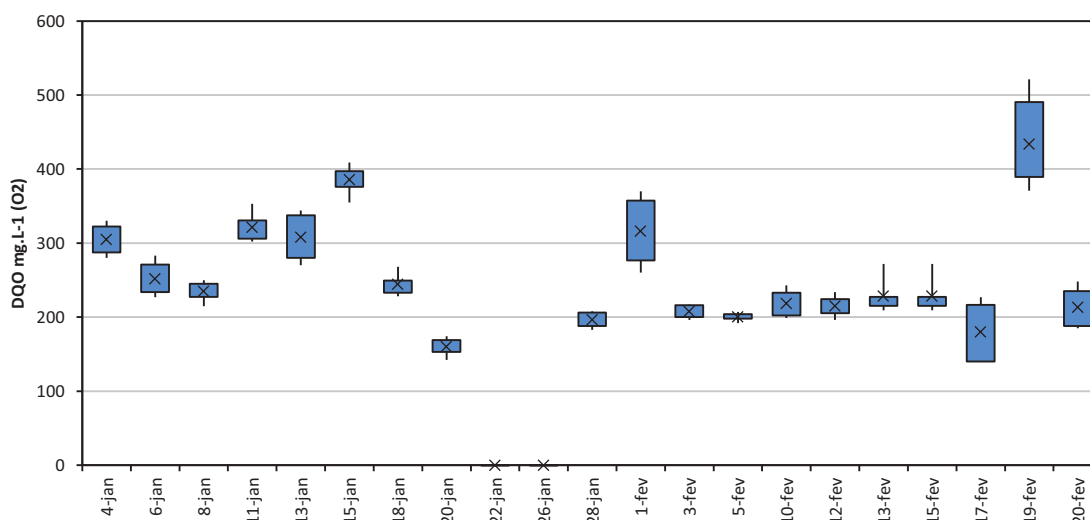


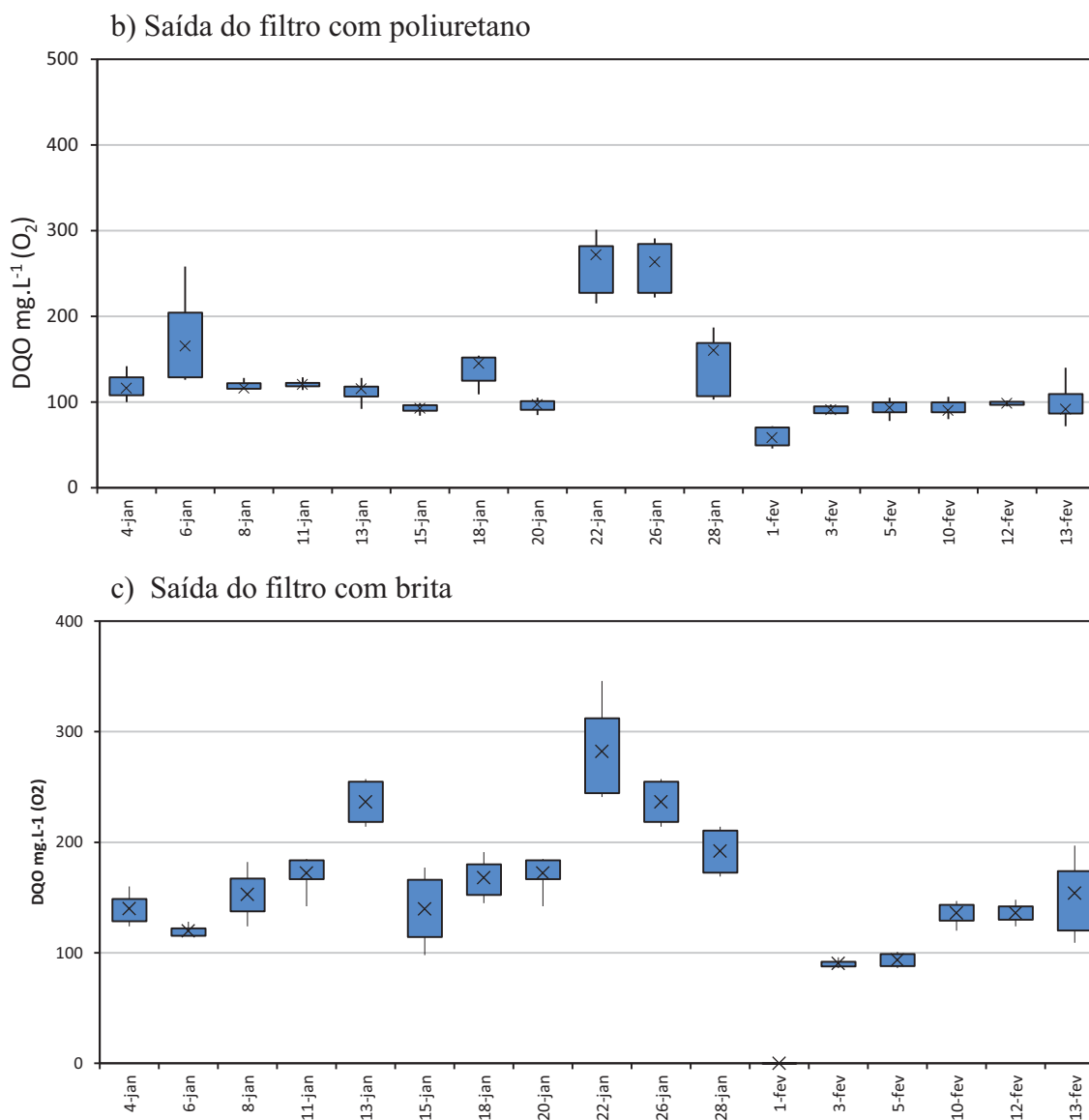
Fonte: Próprio autor (2016)

A variação dos resultados ao longo do período do estudo pode ser observada nas figuras conforme indicado no gráfico da Figura 31a, 31b e 31c.

Figura 31: Medições da DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$) – reservatório e tratado

a) Reservatório de amostra





Fonte: próprio autor (2016)

5. Discussão

Ruiz (2006) divide a pesquisa em cinco classes principais, exploratória, teórica, aplicada, pesquisa de campo e a pesquisa de laboratório. A montagem de um arranjo de laboratório pode ser enquadrada em dois aspectos principais, o da pesquisa exploratória, uma vez que visa à caracterização inicial do problema e de sua definição, sem impor necessariamente sua resolução e o da pesquisa de laboratório, na qual o pesquisador reitera, provoca e produz fenômenos sob situações de controle.

Nesse contexto a montagem de um sistema em escala de bancada permitiu simular os fenômenos envolvidos na remoção da carga orgânica contida no esgoto sanitário e estudar os mecanismos de digestão biológica em reatores anaeróbios de leito fixo e biomassa aderida, introduzindo alterações na configuração e no processo, em um ambiente controlado.

O modelo construído em bancada baseou-se em Campos (1999, p. 149), segundo o autor a relação entre altura e a área do leito não é representativa no desempenho dos filtros anaeróbios, podendo-se limitar-se a altura da camada suporte entre 0,6 a 1,5 m, usualmente 1,0 m, valor utilizado para o estudo.

Contudo devido às restrições de espaço limitou-se a área superficial dos filtros para 78,5 cm², que resulta numa vazão do esgoto bruto aplicada próxima de 1 l.h⁻¹, adotando-se uma DBO de 150 mg O₂.L⁻¹ e carga orgânica volumétrica (COV) em torno de 0,5 kg_{DBO}.m⁻³.dia⁻¹ aplicada sobre o volume total.

A COV pode ser entendida como a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao filtro biológico, considerando-se o volume do filtro ou o volume do meio suporte, Chernicharo (1997, p. 187), comenta que os filtros anaeróbios operados entre 0,15 a 0,50 kg_{DBO}.m⁻³.dia⁻¹ considerando-se seu volume total ou 0,25 a 0,75 kg_{DBO}.m⁻³.dia⁻¹ considerando-se o volume da camada do meio suporte são capazes de produzir efluentes de boa qualidade.

Durante a operação, foram obtidos os seguintes valores para a COV aplicada considerando-se o volume da camada do meio suporte:

Tabela 11: Carga orgânica volumétrica aplicada por filtro anaeróbio

Parâmetro	14/01/2016	20/01/2016	28/01/2016	01/02/2016	15/02/2016
DBO mg O ₂ .L ⁻¹	132	64	154	133	45
COV kg _{DBO} .m ⁻³ .dia ⁻¹ (Filtro com Brita)	0,27	0,13	0,32	0,27	0,09
COV kg _{DBO} .m ⁻³ .dia ⁻¹ Filtro com poliuretano	0,29	0,14	0,34	0,29	0,10

Fonte: Próprio autor (2016)

Outra característica de projeto levada em consideração na proposição do arranjo laboratorial foi a velocidade ascensional a fim de evitar o carreamento de sólidos para o efluente dos filtros, Chernicharo (1997, p. 181) recomenda não ultrapassar $0,4 \text{ m.h}^{-1}$ na partida. Para reatores em escala plena a velocidade é em média $2,0 \text{ m.h}^{-1}$. Devido à geometria (área) e vazão aplicada, os reatores do estudo trabalharam com velocidades abaixo de $0,14 \text{ m.h}^{-1}$.

Durante a operação dos filtros anaeróbios foram monitorados os parâmetros: temperatura, pH, alcalinidade, DQO, DBO, turbidez, sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e sólidos voláteis.

A temperatura é um parâmetro físico relacionado à concentração do oxigênio dissolvido no substrato e às taxas de reação biológicas e químicas. Abaixo de 15°C a digestão anaeróbia praticamente não se processa (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 23). A faixa de temperatura característica para o desenvolvimento das bactérias mesofílicas responsáveis pela digestão anaeróbia situa-se entre 20°C e 50°C , com uma faixa de desenvolvimento ótimo entre 25°C a 40°C , conforme indicado na Tabela 12 (METCALF; EDDY, 2003; p. 559).

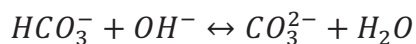
Tabela 12: Faixas de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias

Tipo	Temperatura	
	Faixa	Ótimo
Psicrófilas	-10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	35 a 75	55 a 65

Fonte: Adaptado Metcalf e Eddy, 2003, p. 559

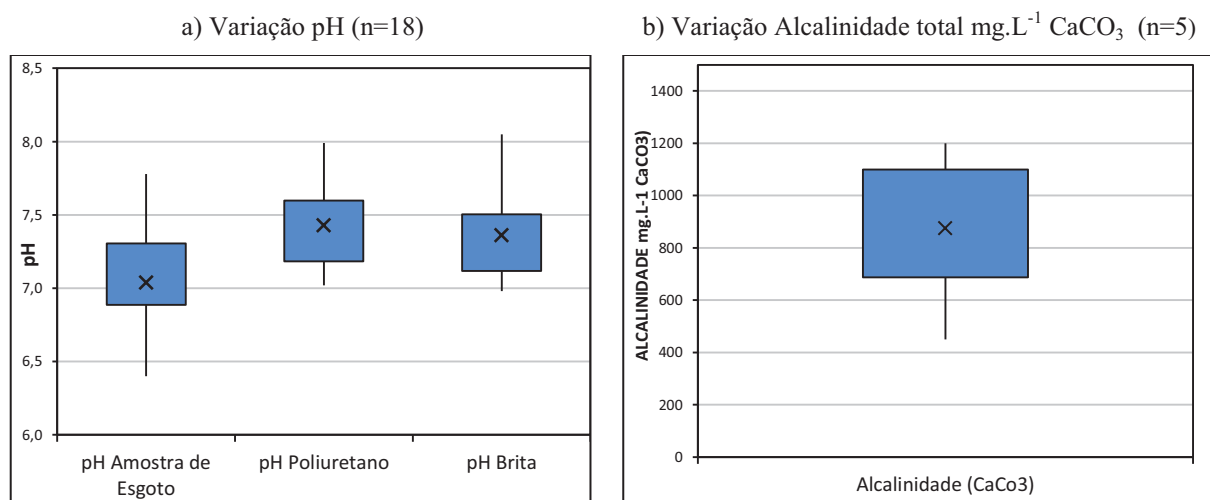
As temperaturas observadas nas amostras coletadas na entrada do reator, tanto na primeira fase quanto na segunda fase do estudo, variaram em uma faixa compatível com o desenvolvimento das bactérias mesofílicas.

O pH representa a concentração de íons hidrogênio (H^+) em escala logarítmica, fornecendo uma indicação da característica ácida ($pH < 7,0$), básica ($pH > 7,0$) ou neutra ($pH = 7,0$) do meio, valores afastados da neutralidade, afetam as taxas de crescimento dos micro-organismos (VON SPERLING, 1995, p. 31). No processo fermentativo, ocorre a formação de ácidos orgânicos, tais como o ácido carbônico, o ácido acético, o ácido valérico, resultantes da assimilação do material hidrolisado pelas bactérias acidogênicas. Estes ácidos são caracteristicamente fracos, ou seja, não estão completamente ionizados quando dissolvidos na água, permanecendo em parte conjugado com o sal correspondente, propiciando a formação de soluções que garantem o equilíbrio do pH. A capacidade de uma solução de resistir à mudança de pH é denominada tamponamento, isto é, o equilíbrio entre acidez e alcalinidade deve ser mantido para evitar sobrecarga no reator. Em sistemas anaeróbios a capacidade de tamponamento para pH na faixa entre 6,5 e 7,5 é dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade, o qual tende a regular a concentração do íon hidrogênio, na seguinte relação (CHERNICHARO, 1997, p. 85):



Observou-se a variação entre acidez e a alcalinidade no transcorrer do estudo conforme indicado no gráfico da Figura 32.

Figura 32: Variação pH e Alcalinidade - jan/16 a fev/16



Fonte: Próprio Autor (2016)

Segundo Chernicharo (1997, p. 85) é conveniente que se monitore a acidez, uma vez que sua variação tem o potencial de desestabilizar o processo de tratamento, reduzindo a produção de metano, as *arqueas metanogênicas* são mais sensíveis às mudanças de pH do que as bactérias acidogênicas.

Constatou-se esse efeito nas amostras realizadas entre 11/08/2015 e 12/08/2015, durante esse período ocorreu um processo de acidificação acentuado no tambor de armazenagem com o pH atingindo um pico inferior a 4,5, levando a falência do processo de tratamento. Mesmo com a adição de 240 ml de carbonato de cálcio a 1%, não foi possível retomar o tratamento, uma vez que a variação brusca no pH reduziu a atividade dos organismos responsáveis pela digestão da matéria orgânica, tornando necessário o esvaziamento do reservatório e novo período de inoculação, visando retornar o efluente tratado para o pH neutro característico. A falência do sistema provavelmente ocorreu devido à produção de ácidos orgânicos que ultrapassou a capacidade de tamponamento do meio, neste período a alcalinidade não estava sendo monitorada, passando a ser monitorada semanalmente.

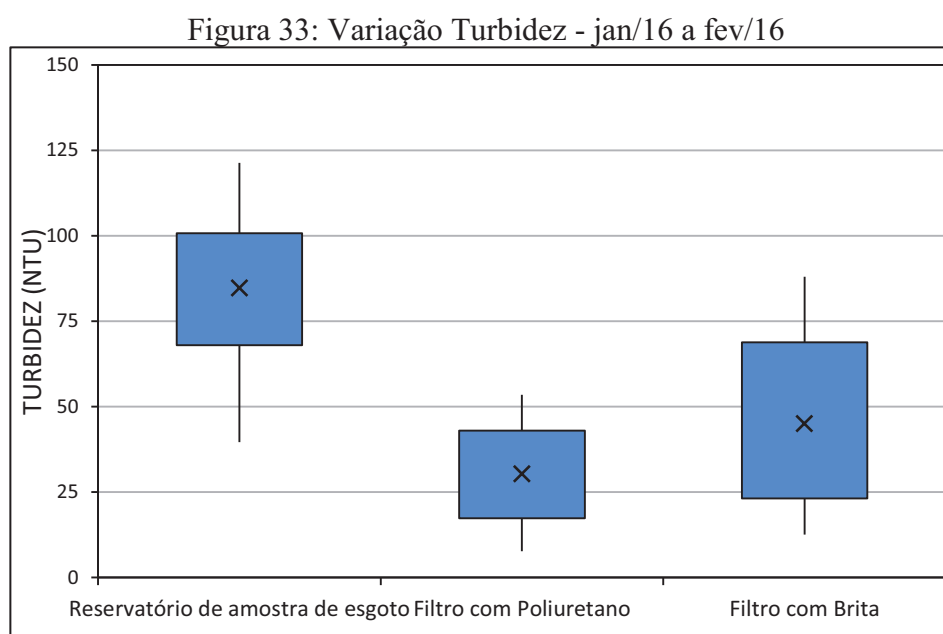
Contudo, em geral, as amostra de pH se mantiveram próximo à neutralidade, tanto no reservatório de amostra, quanto no efluente tratado, compatível com o processo de tamponamento, uma vez que a alcalinidade no lodo retido em ambos os filtros anaeróbios se manteve estável.

Os resultados estão em concordância com os valores correntes na literatura consultada, ou seja, apesar do desenvolvimento das bactérias ocorrer em faixas amplas de pH, 4,0 a 9,5, obtêm-se taxas de remoção maiores em pH próximo a neutralidade, numa faixa em torno de 6,5 a 7,5, com temperatura entre 25 a 40°C (METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 1995).

A variação da alcalinidade devido ao bicarbonato foi acompanhada semanalmente no lodo biológico com a finalidade de evitar possível acidificação dos reatores. Neste período os valores variaram entre 450 a 1200 mg.L⁻¹ (CaCO₃), resultados compatíveis com a literatura pesquisada, porém, quando o processo de digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória, a alcalinidade do sistema apresenta valores entre 1000 e 5000mg.L⁻¹ (METCALF; EDDY, 2003).

A turbidez ocorre devido à presença de partículas suspensas no meio, com dimensões variadas que provocam a dispersão e a absorção da luz, proporcionando uma aparência nebulosa, esteticamente indesejável à água (RICHTER; AZEVEDO NETO, 1991, p. 26). Ainda que não seja usual o controle da turbidez como parâmetro operacional no controle de estações de tratamento de esgoto, sua obtenção pode ser útil, correlacionando o resultado obtido com a concentração de sólidos suspensos totais (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 20), entretanto, segundo Richter e Azevedo Neto (1991, P. 26) e Metcalf e Eddy, (p. 51-52, 2003) esta relação apresenta-se razoável apenas ao comparar-se o efluente secundário em sistemas de lodos ativados, sendo impraticável caracterizar uma relação direta entre a turbidez e a concentração de SST no esgoto bruto em outros sistemas. Contudo, devido à simplicidade de sua obtenção, optou-se por sua utilização como um parâmetro da qualidade estética do efluente gerado pelos reatores, fornecendo um indicador de fácil acompanhamento, uma vez que o enquadramento das águas doces no Brasil estabelece um limite de até 40 NTU para as águas de classe 1 e de até 100 NTU para as de classe 2 e 3 (BRASIL, 2005).

Nas amostras analisadas na segunda fase do estudo ocorreu redução significativa no parâmetro turbidez em ambos os filtros analisados, contudo o filtro com poliuretano apresentou uma redução mais significativa ($62 \pm 20,6 \%$) em comparação com o filtro com brita ($45 \pm 31,2 \%$), conforme pode ser observado na Figura 33.



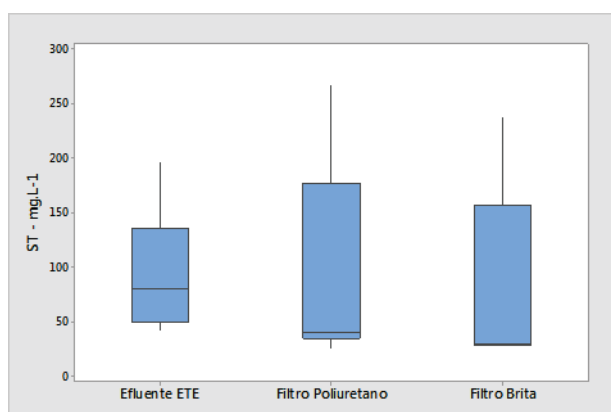
Fonte: Próprio Autor (2016)

Em relação à análise dos sólidos, admite-se que, na avaliação da quantidade de biomassa em um reator biológico, os sólidos voláteis (SV) representam uma parcela considerável da matéria orgânica biodegradável, estando presente tanto nos sólidos em suspensão, quanto nos sólidos dissolvidos (NUVOLARI et al., p. 203), dessa forma, em termos práticos, para o tratamento de esgotos sanitários não há necessidade de caracterizar a matéria orgânica em seus constituintes básicos, tais como, proteínas, gorduras, carboidratos, entre outros, uma vez que a medição dos sólidos voláteis fornece uma estimativa da quantidade da matéria biodegradável (VON SPERLING, 1995, p. 88).

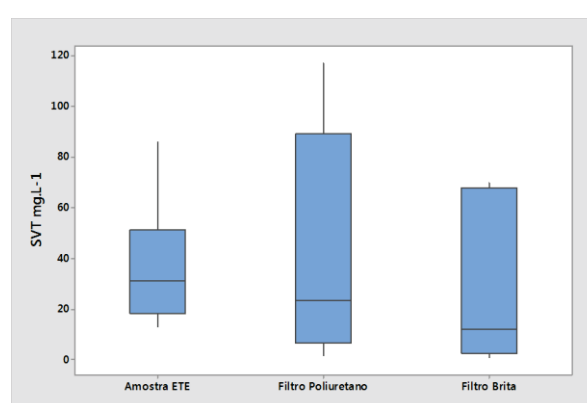
Nas análises efetuadas, tanto para o filtro com poliuretano, como para o filtro com brita, não se verificou redução dos sólidos totais e voláteis. A análise estatística não comprovou diferença significativa entre os tratamentos, ou destes com o efluente bruto, conforme indicado na figura 34a e 34b. Entretanto constatou-se que o valor registrado para sólidos totais (ST) na entrada do filtro, isto é, na própria amostra coletada, já atenderia à resolução mais restritiva do CONAMA 357/2015 para sólidos dissolvidos totais (máx. 500 mg.L⁻¹) para corpos d'água classe 1. Contudo, neste estudo, foi avaliado um reduzido número de amostras (n=6), seriam necessárias análises de um número maior de repetições para se comprovar estes achados.

Figura 34: Variação ST e SVT - 11/01/2016 a 20/02/2016

a) Variação Sólidos Totais mg.L⁻¹ (n=6)



b) Variação Sólidos Voláteis mg.L⁻¹ (n=6)



Fonte: Próprio autor (2016)

Para efeito de comparação dos resultados com valores de referência, estimou-se o coeficiente de produção da biomassa (Y) através da relação entre SSV / DQO (mgSSV/mgDQO) no reservatório de amostra, admitindo-se que os nutrientes presentes no substrato estejam em uma forma disponível para as bactérias, os valores obtidos para Y seguem indicados na tabela 13.

Os valores registrados são compatíveis para o esgoto bruto cujo Y varia entre 0,04 a 0,1 mgSSV/mgDQO (QASIM, 1999, p. 426), o que fornece uma situação adequada para o sistema em estudo.

Tabela 13: Estimativa de do coeficiente de produção da biomassa

Data da coleta	SSV mg.L ⁻¹ BRUTO	DBO mg O ₂ .L ⁻¹	Y mgSSV/mgDQO
11/01/2016	15	132	0,11
19/01/2016	19,5	64	0,30
27/01/2016	4	154	0,03
16/02/2016	6	45	0,13

Fonte: Próprio autor (2016)

O principal parâmetro de controle da quantidade da matéria orgânica carbonácea presente nas águas residuárias é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que é definida como uma medida indireta do carbono orgânico biodegradável, uma vez que, dada à heterogeneidade do esgoto doméstico, a medição dos seus constituintes torna-se de difícil aplicação prática. Em outras palavras, considerando-se que o principal impacto da poluição orgânica em um curso d'água é a diminuição dos teores de oxigênio dissolvido, procura-se através da medição da DBO uma avaliação da potencialidade desse impacto sem medi-lo diretamente. Como padrão convencionou-se que a análise corresponderia ao consumo de oxigênio em um tempo de 5 dias para uma temperatura de 20° C, uma vez que a estabilização completa pode levar vários dias, podendo ultrapassar o período de 20 dias (VON SPERLING, 1995, p. 90-91).

Tal situação, entretanto, gera um inconveniente operacional nas estações de tratamento de efluentes, pois, mesmo com a padronização para realização da DBO em 5 dias, a determinação e correção de eventuais desvios no processo torna-se limitada devido ao tempo requerido para a divulgação dos resultados, prejudicando o controle dessas instalações. Torna-se conveniente, portanto, a adoção de outro parâmetro, o da demanda química do oxigênio – DQO, que utiliza um agente oxidante, em geral, o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), para simular o consumo do oxigênio. Neste método, ocorre a oxidação tanto das substâncias orgânicas quanto inorgânicas passíveis de oxidação em um meio ácido. Há dois métodos utilizados para a determinação da DQO, o titulométrico no qual se avalia a quantidade de cromo não reduzida e o colorimétrico, no qual se avalia a quantidade de cromo reduzido (AQUINO; SILVANA; CHERNICHARO, 2006).

Nesse contexto, o estudo concentrou a avaliação referente à remoção da matéria orgânica nas análises da DQO, mantendo uma relação de 3 amostras de DQO para cada amostra de DBO analisada por semana. Tal procedimento visou avaliar a relação entre a DQO e a DBO das amostras a fim de verificar a presença de matéria recalcitrante que pode inibir o processo de degradação biológica, considera-se que uma relação DQO/DBO menor do que 2,5 corresponda a um efluente facilmente biodegradável (JARDIM; CANELA, 2004, 3p.)

A relação entre a DQO/DBO₅20 no reservatório de amostras variou entre 1,3 e 2,5, compatível com o tratamento biológico. As amostras retiradas após os filtros apresentaram médias mais elevadas em geral, no filtro com meio suporte em espuma de poliuretano obteve-se uma média de $3,7 \pm 2,7$ enquanto no filtro com brita $3,2 \pm 1,4$, conforme se observa na tabela 14. A elevação da razão DQO/DBO₅20 nos filtros foi associada ao consumo da matéria orgânica biodegradável no processo de digestão anaeróbia, resultando num efluente mais estabilizado. Contudo considerando que foi avaliado um reduzido número de amostras (n=6), torna-se necessário realizar um número maior de repetições para se comprovar estes achados.

Tabela 14: Relação DQO/DBO - reservatório de amostras

Data da Amostra	Reservatório de amostras	Filtro com espuma de poliuretano	Filtro com brita
08/01/2016	-	3,6	4,3
11/01/2016	2,3	7,5	4,1
19/01/2016	2,5	1,7	1,4
27/01/2016	1,3	-	4,1
01/02/2016	1,6	2,0	2,0
16/02/2016	-	2,6	2,2

Fonte: próprio autor (2016)

Em relação ao tratamento os valores obtidos para a DBO₅20 devem ser confrontados com a resolução CONAMA 430/2011 que trata das condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores a qual aponta o limite de 120 mg O₂.L⁻¹, para a DBO oriunda de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. No entanto, deve se ressaltar que o lançamento não deve alterar as características do corpo receptor, regulada conforme a resolução CONAMA 357/2005, que estabelece os seguintes limites para enquadramento dos corpos receptores (BRASIL, 2005, 2011):

Tabela 15: Padrão de qualidade para águas doces – DBO₅20

Parâmetro	Valor máximo
Classe 1	Até 3 mg O ₂ .L ⁻¹
Classe 2	Até 5 mg O ₂ .L ⁻¹
Classe 3	Até 10 mg O ₂ .L ⁻¹
Classe 4	-

Fonte: adaptado da resolução CONAMA 357/2005

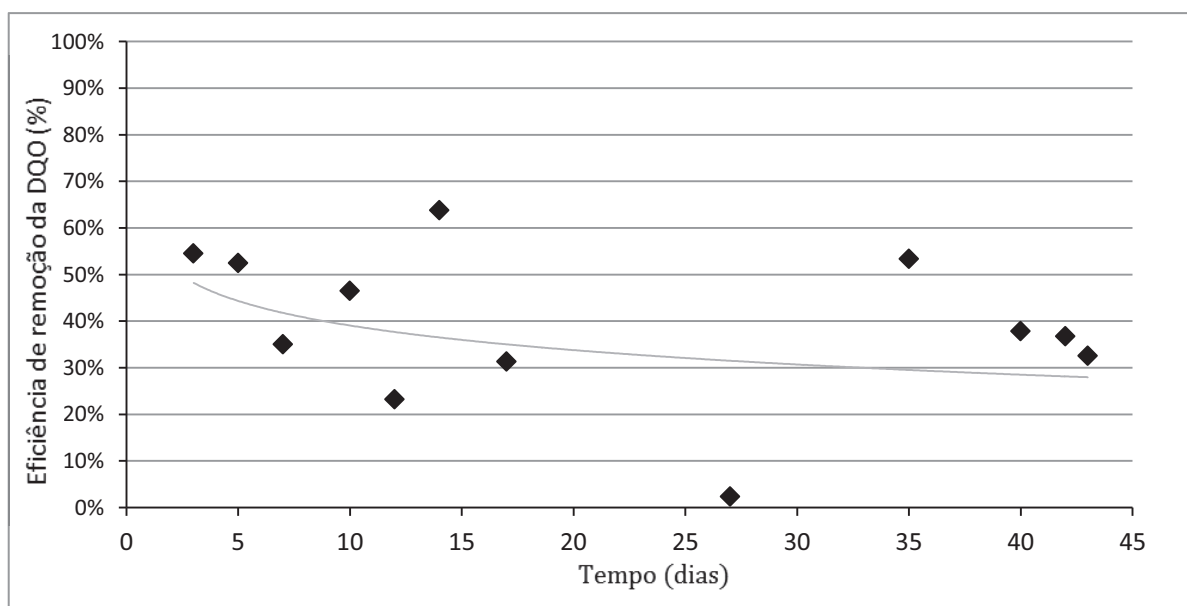
Em síntese, não obstante a eficiência de remoção da carga orgânica do efluente, o processo de tratamento deverá respeitar a classe do curso d'água, após a zona de diluição baseando-se na relação da mistura da DBO do efluente lançado juntamente com a DBO de ocorrência natural nas águas do corpo receptor, pelo montante da somatória das suas respectivas vazões.

Em relação à 1ª fase do estudo, observou-se uma eficiência relativamente baixa para a remoção da DQO, tanto no filtro preenchido com espuma de poliuretano, em torno de $25\% \pm 16\%$, como para o filtro preenchido com brita, $15\% \pm 10\%$, considerando-se um tempo de detenção de hidráulica de 6,0 horas. A partir da análise desses resultados, elevou-se esse parâmetro para 12,0 h na segunda fase do estudo.

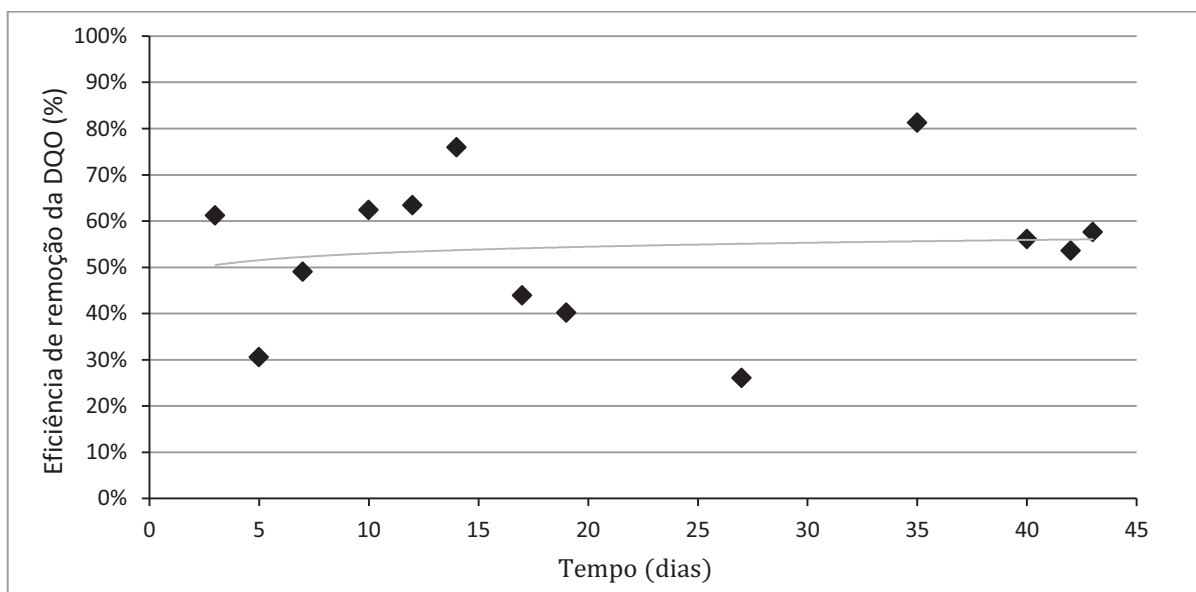
Nesta etapa, após o período inicial de inoculação, os reatores foram operados por um tempo reduzido (04/01/2016 a 22/02/2016), dessa forma considera-se que os filtros anaeróbios ainda se encontravam na etapa de partida, passíveis, portanto, de variação nos resultados. Nesse contexto observou-se que o reator preenchido com brita apresentou tendência a redução de eficiência na remoção de DQO, estabilizando-se abaixo de 38%, após um período 35 dias de operação, conforme pode ser observado na figura 35a. O reator reenchido com espuma de poliuretano, no entanto, se manteve estável após a partida, conforme indicado na figura 35b.

Figura 35: Variação da eficiência da remoção da DQO (%) em função do tempo (dias)

a) Filtro com brita



b) Filtro com poliuretano



Fonte: próprio autor (2016)

Tal fato pode estar associado às características do meio suporte em poliuretano, uma vez que a biomassa encontra no volume de vazios da espuma um ambiente favorável para seu desenvolvimento e fixação, em comparação ao meio suporte em brita que oferece somente a área superficial externa para formação do biofilme.

Nos meios suportes tradicionais, segundo Campos (1999, p.150) o aumento da superfície específica tem efeito secundário na remoção da matéria orgânica, uma vez que sua estabilização deve-se principalmente aos sólidos retidos nos interstícios do leito e no fundo falso do filtro, nesses casos segundo o autor, o mais importante é a uniformidade da granulometria em função da distribuição do fluxo e do índice de vazios, ressalta-se, entretanto, que os meios suportes convencionais possuem uma área específica consideravelmente menor do que a apresentada pela espuma de poliuretano.

No caso em estudo, permanece o mesmo mecanismo intersticial de remoção, contudo, ao elevar-se a quantidade do lodo retido pela espuma de poliuretano em sua parte interna e não apenas na camada superficial, cria-se uma variação nas características do processo que pode favorecer o aumento da eficiência em relação à remoção da matéria orgânica e retenção do lodo biológico.

De outra forma, considerando o reduzido período de monitoramento torna-se necessário acompanhar a operação do filtro visando avaliar se ocorre saturação no meio suporte, descolamento do biofilme e obstrução dos interstícios em função do tempo de operação.

Ressalta-se ainda que, as amostras utilizadas para o estudo já apresentavam uma redução da carga orgânica uma vez que foram coletadas após o tratamento primário, apresentando uma redução média de $22,6 \% \pm 11,3\%$ da DQO ao longo da série histórica, com intervalo de confiança de 95%. A série histórica contendo os valores relativos à entrada do esgoto bruto e ao ponto de coleta após o tratamento primário está representada nos anexos 2 e 3.

A tabela 16 apresenta o resumo da eficiência de remoção da DQO considerando apenas os filtros e em relação à média histórica do esgoto bruto na entrada da estação de tratamento.

Tabela 16: Resumo dos resultados

Parâmetro	Brita	Poliuretano
Eficiência de remoção no filtro (%)	$37,1 \pm 24,4 \%$	$51,5 \pm 15,5 \%$
Eficiência filtro + tratamento preliminar (22,6%)	68,1%,	85,7 %
Referência NBR 13939/1997	Eficiência Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio entre 40 a 70 %	
Turbidez	$45 \pm 31 \%$	$62 \pm 20,6 \%$

Fonte: próprio autor (2016)

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ressalta-se que durante o período do estudo constatou-se que a eficiência de um sistema de tratamento de esgoto biológico é dependente das condições operacionais e de mecanismos de monitoramento, uma vez que as características do efluente a ser tratado variam em função das populações servidas. O presente estudo foi realizado em condições controladas sem alterações significativas no efluente.

Não obstante, ainda que as condições do efluente se mantenham estáveis e sejam monitoradas, torna-se necessário que o filtro mantenha sua concepção original, através de uma rotina de manutenção e limpeza, visando evitar a passagem de sólidos grosseiros e o acúmulo de material inerte no lodo sedimentado no fundo do reator, a falta de limpeza pode levar a colmatação dos espaços, reduzindo a área de passagem e consequentemente a vazão projetada, comprometendo a eficiência do tratamento e a confiabilidade do estudo ao longo do tempo.

Presumindo-se a ampliação da escala de bancada para escala piloto, a ocorrência de variação na composição do efluente pode ocasionar sobrecarga no filtro caso não seja monitorada e controlada, tendo em vista que o metabolismo de micro-organismos adaptados funcionalmente aos ambientes anaeróbios é mais lento do que os adaptados a ambientes aeróbios.

7. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se a continuidade do estudo para aumentar a base de dados visando avaliar o comportamento do meio suporte em espuma de poliuretano em função do tempo de operação e de sua manutenção. Sugere-se ainda a utilização de efluente com maior carga de DBO e SSV, a fim de comparar a eficiência em meios mais concentrados variando o tempo de detenção hidráulica e o volume do material de enchimento a fim de subsidiar o *scale-up* do arranjo experimental para uma escala piloto.

8. CONCLUSÃO

A montagem do arranjo experimental permitiu simular as condições operacionais e manipular variáveis de controle, tais como vazão e tempo de detenção e introduzir mudanças nas características do substrato a um custo reduzido e sem riscos operacionais, possibilitando, dessa forma, o estudo dos fundamentos do processo de digestão anaeróbia em filtros biológicos anaeróbios.

O meio suporte em espuma de poliuretano provê um ambiente adequado para o desenvolvimento e fixação da biomassa, por possuir um alto índice de vazios permite a retenção do lodo na parte interna e formação do biofilme em sua superfície externa, possibilitando a elevação do tempo de residência celular. Por serem extremamente leves em

comparação com meios suportes convencionais (brita), permitem projetos com estruturas menos reforçadas, reduzindo o custo de implantação. Aliada a essas características o poliuretano é insolúvel e não biodegradável, dessa forma, sua utilização pode contribuir não apenas na qualidade do efluente tratado, mas também no custo da instalação.

Em relação à remoção da matéria orgânica observou-se que o filtro preenchido com espuma de poliuretano apresentou uma redução de $264 \pm 64 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ para $128 \pm 60 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$. O filtro preenchido com brita apresentou uma redução de $264 \pm 64 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ para $166 \pm 55 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$. Dessa forma, considerando-se as etapas preliminar, primária e secundária, ambos os filtros apresentaram resultados compatíveis com os valores indicados na ABNT NBR 13939/1997 para sistemas fossas sépticas mais filtros anaeróbios (ABNT, 1997). Entretanto, conclui-se que, ainda que ambos os filtros estejam dentro da faixa de remoção esperada, o filtro preenchido com cubos de poliuretano foi mais eficiente na remoção da DQO do que o filtro preenchido com brita para um tempo de detenção de 12 h.

Embora menos relevante, observou-se que o filtro com espuma de poliuretano apresentou uma redução de turbidez de $62 \pm 20,6 \%$, enquanto o filtro preenchido com brita apresentou uma redução de $45 \pm 31,2 \%$, demonstrando-se, portanto, maior eficiência do poliuretano como meio suporte no filtro anaeróbico (para um tempo de detenção de 12 h).

Em relação à análise de sólidos não se observou redução significativa dos sólidos dissolvidos e voláteis, o que pode estar relacionado à característica do efluente utilizado como amostra no estudo, o qual, já apresenta no ponto de coleta, valor para sólidos totais (ST) inferior a resolução mais restritiva do CONAMA 357/2005.

Em conjunto, os dados apresentados permitem concluir que, nas condições operacionais citadas durante o período de análise, a introdução de meio suporte confeccionado em espuma de poliuretano apresentou uma taxa de remoção da matéria orgânica superior ao filtro preenchido com brita graduada nº 04, adotando-se um tempo de detenção de 12 horas.

A experiência adquirida com a montagem do arranjo experimental em bancada permite ainda, subsidiar a elaboração de um modelo mais complexo a fim de extrapolar os resultados para uma escala ampliada visando à complementação e validação dos resultados.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, P. G. S. D.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. D. L. Operação de filtros biológicos percoladores pós reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 16, n. 3, p. 271-280, jul/set 2011.
- AWWA/ APHA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a. ed. Washington. D.C. 1998.
- ANDRADE NETO, C. O. D. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. 1^a. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997. ISBN 8570221231.
- ANDRADE NETO, C. O.; VAN HAANDEL, A.; MELO, H. N. S. (2002). O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In: X Simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 2002, Braga, Portugal. Anais do X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.
- ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da biologia**, São Paulo, v. 5, p. 16-19, 2010. ISSN 19845154.
- AQUINO, S. F.; SILVANA, S. D. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (dco) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 295-304, out/dez 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7229**: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13969**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro. 1997.
- BATSTONE, D.J., KELLER, J. A; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.V; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.T.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). **Water science and technology**, 45, n. 10, 2002. 65-73.
- BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3rd ed New Jersey: John Wiley & Sons, 2005. ISBN 0471650714. p. 765
- BRASIL. **LEI Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. [S.l.]. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9/1/1997, Página 470.
- BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília. 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.
- BRASIL. **Atlas do Saneamento Básico**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, p. 268. 2011. (9788524042027). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm>. Acesso em: 16 mar 2016.
- BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília. 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, nº 92, de 16/05/2011, pág. 89

- BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PNSB**. Brasília. 2013. Aprovado pela portaria interministerial 571, de 05 de dezembro de 2013, estabelece diretrizes, metas e ações de saneamento básico para o País nos próximos 20 anos (2014-2033). Diário Oficial da União, Brasília, DF Publicação nº 237, de 6 de dezembro de 2013, 176.
- BRASILEIRO, A. C. B.; CICHOSKI, C.; SINISGALLI, P. A. D. A. **Instrumentos Econômicos para Elaboração de Políticas Públicas de Gestão dos Recursos Hídricos: o caso brasileiro**. Instrumentos Econômicos para Elaboração de Políticas Públicas de Gestão dos Recursos Hídricos: o caso brasileiro. Florianópolis: [s.n.]. 4 a 7 out. 2010. p. 17.
- CAMARGO, S. A. R. D. et al. Desempenho de um filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários à diferentes tempos de detenção hidráulico. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa: [s.n.]. 2001.
- CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water science and technology**, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 9, p. 464.
- CHERNICHARO, C. A. D. L. **Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2º. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 5, 1997. 380 p.
- CORBITT, R. A. **Standard handbook of environmental engineering**. 2ª. ed. New York: McGraw-Hill Professional, 1999. 1216 p. ISBN 9780070131606.
- CRITES, R. W.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small & decentralized wastewater management Systems**. 1º. ed. New York: McGraw-Hill, 1998.
- Cruz, L. M. O.; Tonetti, A. L. O.; Filho, B. C.; Tonon, D.; Stefanutti, R. Remoção da Matéria Orgânica de Efluente Doméstico por Reator Anaeróbio Preenchido com Coco Verde. **Revista DAE**, nº 184, 2015. 11-16. ISSN 01016040
- EL-TABL, A. S.; WAHAAB, R. A.; YOUNES, S. M. Downflow Hanging Sponge (DHS) Reactor as a Post Treatment System for Municipal Wastewater. **Life sciences journal**, 10, n. 4, 2013. 409-414.
- FANG, H. H. P. **Ambiental anaerobic technology: applications and new developments**. London: Imperial college press, 2010. 404 p. ISBN13 9781848165427.
- FERNANDEZ, W. V.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; BATISTA, M. M.; Avaliação da remoção de matéria orgânica de efluente de tanque séptico utilizando filtro anaeróbico preenchido com *Luffa cylindrica* como meio de suporte. **Revista de gestão e tecnologias ambientais**, v. 3, n. 1, 1-13, 2015. ISSN: 2317-563X
- FOGLER, S. H. **Cálculo de reatores - o essencial da engenharia das reações químicas**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2011. 598 p. ISBN 9788521621621.
- GALVÃO JÚNIOR, A. C.; MORENO, J.;MAGALHÃES, C. A. A.; avaliação dos sistemas de tratamento por decanto-digestores seguidos de filtros anaeróbios, em comunidades atendidas pela unidade de negócio do médio tietê - sabesp. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/PB 2001

- HAMMER, M. J.; HAMMER JR, M. J. **Water and wastewater technology**. 3ª. ed. [S.l.]: Prentice Hall, 1996. 519 p.
- HEIJNEN, J. J. Scale-up aspects of immobilized cell reactors. In: BUITELAAR, R. M., et al. **Immobilized cells: basics and applications**. 1ª. ed. Amsterdam: Elsevier, 1996. p. 842. ISBN 0444819843.
- HERNÁNDEZ, H. H.; MENA-ULECIA, K.; F. ROVIROSA, N. M. El Tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas como alternativa sostenible para el saneamiento periurbano en Cuba. **Ingeniería hidráulica y ambiental**, v. 30, n. 1, p. 7, nov. 2009. ISSN 1815-591X.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005. 932 p. ISBN 8590554511.
- LARSEN, T. A.; UDERT, K. M.; LIENERT, J. **Source Separation and wastewater management**. London: IWA Publishing, 2013. p. 520. ISBN: 9781843393481.
- LESSARD, P.; LE BIHAN, Y. Fixed film processes. In: MARA, D.; HORA, N. J. **The handbook of water and wastewater microbiology**. 1ª. ed. London: Academic Pres, 2003. p. 832. ISBN: 0124701000.
- LIER, J. B. V.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment: principles, modelling and design**. [S.l.]: IWA Publishing, 2008. ISBN 1843391880.
- LIU, D. H. F.; LIPTÁK, B. G. **Enviromental engineer's handbook**. 2ª. ed. Boca Raton: CRC Press, 1999. 457 p. ISBN 0849321573.
- MARIOT, S. C. et al. **Operação de um filtro anaeróbio preenchido com espuma de poliuretano para remoção de matéria orgânica de efluente de uma indústria processadora de produtos cárneos**. 8º Encontro de engenharia e tecnologia dos Campos Gerais 27-28 de agosto de 2013. Ponta Grossa: [s.n.]. 2013.
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of environmental management**, vol 90, 1, 2009. 652-659. ISSN 0301-4797
- METCALF & EDDY; TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F. L., STENSEL, H. D. (2003). **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4ª. ed. Boston: McGraw-Hill., 2003.1819 p.
- MOTTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (coordenadores) **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428 p. ISBN 978-85-7022-164-3.
- NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª. ed. Aracaju: J. Andrade, 2011. Revisada, ampliada e atualizada.
- NUVOLARI, A; (coordenador), A. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2ª ed. rev. ed. São Paulo: Blucher, 2011. ISBN 9788521205685.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 etes em operação no país,compreendendo diversas tecnologias.parte 1 - análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, out/dez 2005.
- QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: Planning, Design, and Operation**. 2ª. ed. [S.l.]: CRC Press, 1999. 1107 p. ISBN 9781566766885.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de água**. 1ª. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1991. 332 p. ISBN 8521200536. 6ª Reimpressão.

RUIZ, J. Á. **Metodologia científica**: guia para eficiência nos estudos. 6ª. ed. São Paulo: Atlas, v. I, 2006.

SAIANI, C. C. S.; TONETO JÚNIOR, R. Evolução do acesso a serviços de saneamento básico no Brasil (1970 a 2004). **Economia e sociedade**, Campinas, v. 19, n. I, p. 79-106, abr. 2010. ISSN 0104-0618.

SWITZENBAUM, M. S. Anaerobic fixed film wastewater treatment. **Enzyme and microbial technology**, v. 5, n. 4, p. 242-250, jULY 1983.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M, O.; NAKAMURA. M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia sanitaria e ambiental**, v.16, n.1, p.11-16 jan/mar 2011, ISSN 1809-4457.

VAN HAADEL , A. C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de esgotos - um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: [s.n.], 1994. p. 240.

VICH, R. D.; LEITE, M. G. P. Avaliação da implantação de fossas sépticas na melhoria na qualidade de águas superficiais em comunidades rurais. **Engenharia sanitaria e ambiental**, v. 19, p. 411-416, 2014. ISSN 1809-4457.

VON SPERLING, M. **Principios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 1995. 425 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento de esgoto biológico de águas residuária**: Princípios básicos do tratamento de esgoto. 1ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 2, 1996. 211 p. ISBN 8585266058.

WHO. **Water sanitation and health (WSH)**. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/mdg1/en/>. Acesso em: 22 junho 2015.

YOUNG, J. C. Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. **Water science and technology**, v. 24, p. 133-155, 1991.

ANEXOS

Anexo 1 – Termo de confidencialidade

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo



TERMO DE CONFIDENCIALIDADE DE DADOS E INFORMAÇÕES

A Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa – Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos do Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza-CEETEPS por meio de seu representante **HELENA GEMIGNANI PETEROSSI**, se compromete a não divulgar os resultados do projeto "Desenvolvimento de Sistemas Descentralizados de Tratamento de Esgoto Sanitário" (anais de congressos, trabalhos técnicos, artigos, teses, dissertações, etc.) ou dar conhecimento a terceiros antes da anuência e aprovação da SABESP.

Para tanto, os resultados do projeto deverão ser submetidos à apreciação e avaliação de uma comissão composta por técnicos da SABESP, cujos membros serão convocados especificamente para esse fim, devendo a Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa – Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos do Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza-CEETEPS, por meio do pesquisador responsável pela pesquisa, realizar uma apresentação expositiva (elaborada em Microsoft Power Point, seguindo as normas de metodologia científica, compreendendo: Introdução do tema, revisão bibliográfica (se cabível), objetivo geral e específico do projeto, metodologia adotada, resultados, conclusões e recomendações), bem como fornecer relatório impresso e em mídia digital contendo as mesmas informações da apresentação para cada membro da comissão avaliadora.

Será procedida uma discussão técnica sobre as informações apresentadas, que deverá permitir:

- A SABESP e ao seu corpo técnico, ter conhecimento acerca das metodologias utilizadas, resultados e conclusões obtidas no projeto em questão, sendo que estas discussões ficarão restritas ao um grupo limitado que se compromete a não comentar e/ou fazer referência aos resultados antes de sua publicação, de forma a assegurar os direitos de propriedade intelectual da Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa – Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos do Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza;
- A Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa – Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em Sistemas Produtivos do Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza-CEETEPS e aos seus profissionais, uma interação com a equipe técnica especializada da SABESP, de forma a avaliar os possíveis impactos dos resultados do presente projeto no setor saneamento e evitar que sejam divulgadas informações relativas ao negócio da SABESP sem o prévio conhecimento e/ou aval.

Para tanto, deverá ser mantido um canal contínuo de comunicação com a SABESP, informando-a sobre o andamento do projeto.

Após a apresentação e entrega dos relatórios, a SABESP estabelecerá prazo para emissão do parecer final quanto à posterior utilização das informações.

O não cumprimento de quaisquer das cláusulas deste Termo implicará na responsabilidade civil e criminal dos que estiverem envolvidos na violação das regras de sigilo e confidencialidade de informações estabelecidas de comum acordo e formalizadas através deste Termo.

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo



E por estarem assim acertadas, as partes abaixo identificadas assinam este Termo em duas vias de igual teor e forma com as testemunhas abaixo assinadas, para que produza os devidos e legais efeitos.

São Paulo, 19/03/2015


Prof. Dra. Helena Gemignani Peterossi

Coordenadora
 Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa - CEETEP
 Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em
 Sistemas Produtivos


Prof. Dra. Sílvia Pierre Irazusta

Professora e Orientadora
 Unidade de Pós-Graduação, Extensão e Pesquisa - CEETEP
 Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em
 Sistemas Produtivos

Responsável SABESP

Testemunha 1

Testemunha 2



Ao

Departamento de Engenharia da Operação - MCE

A/C Eng.º Héctor Patricio Alvial Muñoz

O **CENTRO ESTADUAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE SÃO PAULO - CEETPS** por meio de seu representante **Helena Gemignani Peterossi** solicita à SABESP **amostras de efluente e instalação de reator biológico de leito fixo experimental na ETE Jesus Neto**, para realização do estudo **DESENVOLVIMENTO DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO** conforme discriminado a seguir:

Instituição:

CENTRO ESTADUAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE SÃO PAULO - CEETPS

Endereço:	Nº	Complemento	Bairro:	CEP:
Rua dos Bandeirantes	169		Bom Retiro – São Paulo / SP	01124-010

Nome do Pesquisador Responsável

RUBENS FRANCISCO DOS SANTOS (ALUNO)

Fone

11 3388-7106

E-mail

rubensfrancisco@sabesp.com.br

RG

16.283.563-2

CPF

099.656.368-77

Rua, Av.

Avenida do Estado

Nº

561

Complemento

Bairro:

Bom Retiro – São Paulo / SP

CEP:

01107-000

Equipe:

SILVIA PIERRE IRAZUSTA (ORIENTADOR)

Fone

16 8774-2839

E-mail

silvia.pierre@hotmail.com

RG

11978778

CPF

01687742839

Equipe:

FRANCISCO TADEU DEGASPERI (ORIENTADOR)

Fone

11 3322-2253

E-mail

ftd@fatec.sp.br

RG

6351454-0

CPF

00622412817

Descrição do Projeto de PD&I

O estudo consiste na avaliação da eficiência de remoção da carga orgânica em reator aeróbio de leito fixo através da utilização de espuma de poliuretano expandido como meio suporte alternativo para fixação do biofilme. Serão analisados os seguintes parâmetros DBO, DQO, Nitrogênio (N) e Fósforo (P).

Com esse objetivo específico pretende-se:

- Modelar e construir protótipo do reator biológico.
- Determinar as variáveis envolvidas nos processos de reação no filtro biológico.
- Analisar a viabilidade econômica de construção e implantação.

Justificativa para a Solicitação da Amostra

Para a realização de estudos referentes à utilização de espuma de poliuretano expandido como meio suporte alternativo para fixação do biofilme em reatores biológicos de leito fixo.

Caracterização da amostra (material solicitado, número de amostras, quantidade, periodicidade, preservação)

Aproximadamente 15 amostras de efluente, a serem retiradas da saída do decantador primário da ETE, acondicionados em recipientes de Polietileno 25 litros, durante um período estimado de 60 dias.

Descrição Detalhada da Utilização da Amostra fornecida pela SABESP

As amostras serão utilizadas para abastecer um filtro biológico em escala laboratorial instalado no laboratório de saneamento da Faculdade de Tecnologia de São Paulo.



Figura 1

Cronograma de Trabalho

O estudo será dividido em 02 fases:

- Análise em escala laboratorial, a ser realizada no laboratório de Saneamento da Faculdade de Tecnologia de São Paulo, a fim de ajustar método e definir parâmetros de controle (em andamento conforme figura 1), com previsão de conclusão em julho de 2015;
- Instalação do protótipo do reator biológico na ETE Jesus Neto, o qual receberá diretamente o efluente do decantador primário, o reator será constituído de tubos de acrílico com dimensões de 300 mm de diâmetro e 4,0 m de altura (medidas aproximadas). O conjunto será dividido em 3 partes. A parte superior, onde se localiza a entrada e o distribuidor do afluente, a parte intermediária, preenchida com espuma de poliuretano e a parte inferior, com a coleta do efluente e entrada para circulação de ar. O equipamento e os acessórios, assim com a instalação e as análises serão de responsabilidade do pesquisador. Previsão de conclusão: dezembro de 2016.

Forma de Publicação Pretendida (artigo em revista, tese, dissertação, anais de congressos, etc)

- Dissertação para conclusão do curso;
 - Artigo a ser publicado em revista.
-

Anexo 2 – Série histórica DQO tot mg.L⁻¹ – Esgoto Bruto e Amostra – 2012 a 2015

Data da coleta	DQO tot Esgoto Bruto	DQO tot Ponto de Coleta	% de remoção	Data da coleta	DQO tot Esgoto Bruto	DQO tot Ponto de Coleta	% de remoção
04/01/12	276	153	44,6%	22/03/13	282	210	25,5%
18/01/12	207	183	11,6%	04/04/13	338	274	18,9%
22/02/12	255	177	30,6%	18/04/13	312	260	16,7%
14/03/12	321	252	21,5%	10/05/13	417	306	26,6%
28/03/12	282	182	35,5%	23/05/13	401	300	25,2%
11/04/12	285	191	33,0%	13/06/13	339	314	7,4%
25/04/12	340	247	27,4%	20/06/13	450	309	31,3%
09/05/12	303	257	15,2%	04/07/13	305	206	32,5%
22/05/12	309	287	7,1%	25/07/13	173	139	19,7%
14/06/12	199	216	-8,5%	07/08/13	389	341	12,3%
27/06/12	399	308	22,8%	22/08/13	306	305	0,3%
11/07/12	393	263	33,1%	05/09/13	414	333	19,6%
25/07/12	408	272	33,3%	19/09/13	359	273	24,0%
09/08/12	467	319	31,7%	03/10/13	334	295	11,7%
22/08/12	407	278	31,7%	17/10/13	257	191	25,7%
05/09/12	330	290	12,1%	14/11/13	368	296	19,6%
19/09/12	398	218	45,2%	28/11/13	342	226	33,9%
04/10/12	387	323	16,5%	04/12/13	408	330	19,1%
18/10/12	343	288	16,0%	19/12/13	426	330	22,5%
08/11/12	464	244	47,4%	09/01/14	351	281	19,9%
22/11/12	270	235	13,0%	22/01/14	198	158	20,2%
06/12/12	327	269	17,7%	06/02/14	296	255	13,9%
20/12/12	208	173	16,8%	20/02/14	410	325	20,7%
10/01/13	233	189	18,9%	06/03/14	204	158	22,5%
24/01/13	299	272	9,0%	20/03/14	405	320	21,0%
07/02/13	334	267	20,1%	03/04/14	384	254	33,9%
21/02/13	308	263	14,6%	17/04/14	321	286	10,9%
06/03/13	332	256	22,9%	08/05/14	448	342	23,7%

Fonte: Controle Operacional da ETE (2015)

Anexo 3 – Série histórica - ST tot mg.L⁻¹ – Esgoto Bruto e Amostra – 2012 a 2015

Data da coleta	ST mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	ST mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta	% de remoção	Data da coleta	ST mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	ST mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta	% de remoção
04/01/12	386	306	20,73%	22/08/13	474	328	30,80%
18/01/12	360	280	22,22%	05/09/13	453	390	13,91%
22/02/12	368	316	14,13%	19/09/13	448	337	24,78%
14/03/12	324	308	4,94%	03/10/13	360	398	-10,56%
28/03/12	336	316	5,95%	17/10/13	343	297	13,41%
11/04/12	243	322	-32,51%	14/11/13	390	297	23,85%
25/04/12	375	328	12,53%	28/11/13	404	315	22,03%
09/05/12	342	318	7,02%	04/12/13	404	344	14,85%
22/05/12	420	365	13,10%	19/12/13	468	390	16,67%
14/06/12	383	285	25,59%	09/01/14	400	378	5,50%
27/06/12	1990	425	78,64%	22/01/14	403	308	23,57%
11/07/12	348	330	5,17%	06/02/14	406	335	17,49%
25/07/12	410	307	25,12%	20/02/14	455	312	31,43%
09/08/12	313	310	0,96%	06/03/14	364	358	1,65%
22/08/12	425	325	23,53%	20/03/14	478	308	35,56%
05/09/12	365	373	-2,19%	03/04/14	453	320	29,36%
19/09/12	380	283	25,53%	17/04/14	440	334	24,09%
04/10/12	310	280	9,68%	08/05/14	507	370	27,02%
18/10/12	373	338	9,38%	22/05/14	446	380	14,80%
08/11/12	410	190	53,66%	05/06/14	372	386	-3,76%
22/11/12	485	358	26,19%	26/06/14	519	290	44,12%
06/12/12	384	310	19,27%	17/07/14	466	393	15,67%
20/12/12	258	248	3,88%	31/07/14	498	398	20,08%
10/01/13	363	293	19,28%	14/08/14	607	394	35,09%
24/01/13	310	290	6,45%	28/08/14	500	350	30,00%
07/02/13	273	163	40,29%	11/09/14	498	443	11,04%
21/02/13	343	303	11,66%	24/09/14	480	420	12,50%
06/03/13	440	373	15,23%	09/10/14	556	395	28,96%
22/03/13	376	299	20,48%	23/10/14	440	384	12,73%
04/04/13	406	314	22,66%	06/11/14	513	445	13,26%
18/04/13	438	376	14,16%	18/11/14	515	435	15,53%
10/05/13	332	308	7,23%	04/12/14	610	408	33,11%
23/05/13	417	337	19,18%	18/12/14	527	550	-4,36%
13/06/13	430	410	4,65%	22/01/15	530	403	23,96%
20/06/13	443	343	22,57%	05/02/15	483	400	17,18%
04/07/13	390	368	5,64%	20/02/15	427	300	29,74%
25/07/13	403	338	16,13%	05/03/15	407	343	15,72%
07/08/13	442	328	25,79%	09/04/15	473	433	8,46%

Fonte: Controle Operacional da ETE (2015)

Anexo 4 – Série histórica - SST tot mg.L⁻¹ – Esgoto Bruto e Ponto de Coleta – 2012 a 2015

Data da coleta	SST mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	SST mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta	% de remoção	Data da coleta	SST mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	SST mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta	% de remoção
04/01/12	126	54	57,1%	22/08/13	152	98	35,5%
18/01/12	96	48	50,0%	05/09/13	150	108	28,0%
22/02/12	128	68	46,9%	19/09/13	129	87	32,6%
14/03/12	180	120	33,3%	03/10/13	133	103	22,6%
28/03/12	120	60	50,0%	17/10/13	130	63	51,5%
11/04/12	110	75	31,8%	14/11/13	168	69	58,9%
25/04/12	150	100	33,3%	28/11/13	120	76	36,7%
09/05/12	105	45	57,1%	04/12/13	133	94	29,3%
22/05/12	130	103	20,8%	19/12/13	121	71	41,3%
14/06/12	135	60	55,6%	09/01/14	127	67	47,2%
27/06/12	110	80	27,3%	22/01/14	103	63	38,8%
11/07/12	130	90	30,8%	06/02/14	129	81	37,2%
25/07/12	200	60	70,0%	20/02/14	129	73	43,4%
09/08/12	148	80	45,9%	06/03/14	86	60	30,2%
22/08/12	297	90	69,7%	20/03/14	126	70	44,4%
05/09/12	118	108	8,5%	03/04/14	128	74	42,2%
19/09/12	130	70	46,2%	17/04/14	132	67	49,2%
04/10/12	93	43	53,8%	08/05/14	150	90	40,0%
18/10/12	98	73	25,5%	22/05/14	172	78	54,7%
08/11/12	225	60	73,3%	05/06/14	111	55	50,5%
22/11/12	180	90	50,0%	26/06/14	161	103	36,0%
06/12/12	130	80	38,5%	17/07/14	170	92	45,9%
20/12/12	50	55	-10,0%	31/07/14	138	80	42,0%
10/01/13	116	56	51,7%	14/08/14	187	100	46,5%
24/01/13	47	43	8,5%	28/08/14	156	93	40,4%
07/02/13	55	35	36,4%	11/09/14	134	93	30,6%
21/02/13	103	47	54,4%	24/09/14	132	73	44,7%
06/03/13	133	78	41,4%	09/10/14	160	80	50,0%
22/03/13	130	64	50,8%	23/10/14	148	75	49,3%
04/04/13	118	72	39,0%	06/11/14	130	80	38,5%
18/04/13	115	107	7,0%	18/11/14	130	64	50,8%
10/05/13	170	45	73,5%	04/12/14	223	103	53,8%
23/05/13	140	87	37,9%	18/12/14	150	94	37,3%
13/06/13	153	98	35,9%	22/01/15	223	78	65,0%
20/06/13	140	103	26,4%	05/02/15	233	74	68,2%
04/07/13	108	83	23,1%	20/02/15	124	61	50,8%
25/07/13	153	90	41,2%	05/03/15	120	87	27,5%
07/08/13	136	80	41,2%	09/04/15	183	150	18,0%

Fonte: Controle Operacional da ETE (2015)

Anexo 5 – Série histórica - SDT mg.L⁻¹ – Esgoto Bruto e Ponto de Coleta – 2012 a 2015

Data da coleta	SDT mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	SDT mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta	SDT mg.L ⁻¹ Esgoto Bruto	SDT mg.L ⁻¹ Ponto de Coleta
04/01/12	260	252	293	322
18/01/12	264	232	229	303
22/02/12	240	248	311	319
14/03/12	144	188	193	227
28/03/12	216	256	233	213
11/04/12	133	247	246	222
25/04/12	225	228	269	284
09/05/12	237	273	296	271
22/05/12	290	263	307	347
14/06/12	248	225	242	273
27/06/12	1880	345	272	300
11/07/12	218	240	231	277
25/07/12	210	247	285	326
09/08/12	165	230	248	278
22/08/12	128	235	250	352
05/09/12	248	265	260	324
19/09/12	250	213	303	308
04/10/12	217	237	290	357
18/10/12	275	264	309	274
08/11/12	185	130	235	261
22/11/12	305	268	291	358
06/12/12	254	230	306	296
20/12/12	208	193	314	361
10/01/13	247	237	250	420
24/01/13	263	247	349	344
07/02/13	218	128	327	364
21/02/13	240	257	322	348
06/03/13	308	295	304	396
22/03/13	246	235	370	292
04/04/13	288	242	355	383
18/04/13	323	269	344	385
10/05/13	162	263	447	387
23/05/13	277	250	369	377
13/06/13	277	313	325	308
20/06/13	303	240	326	249
04/07/13	283	284	239	303
25/07/13	250	248	256	287
07/08/13	306	248	283	291

Fonte: Controle Operacional da ETE (2015)

Anexo 6: Coleta de dados Série de sólidos

11/jan									
	SECO		ESTUFA	VALOR		MUFLA	VALOR		VALOR
ETE	59,1840	59,1882	ST	0,0042	59,1862	SFT=	0,0022	SVT	0,0020
POLI	59,0158	59,0304	ST	0,0146	59,0224	SFT=	0,0066	SVT	0,0080
BRITA	55,3306	55,3336	ST	0,0030	55,3332	SFT=	0,0026	SVT	0,0004
ETE	50,8886	50,8904	SST	0,0018	50,8889	SSF=	0,0003	SSV	0,0015
POLI	57,9222	57,9245	SST	0,0023	57,9235	SSF=	0,0013	SSV	0,0010
BRITA	59,0058	59,0304	SST	0,0246	59,0158	SSF=	0,0100	SSV	0,0146
ETE	57,9222	57,9245	SDT	0,0023	57,9245	SST=	0,0023	SDV	0,0000
POLI	59,0202	59,0208	SDT	0,0006	59,0205	SST=	0,0003	SDV	0,0003
BRITA	59,1733	59,1939	SDT	0,0206	59,1852	SDT=	0,0119	SDV	0,0087
19/jan									
	SECO		ESTUFA	VALOR		MUFLA	VALOR		VALOR
ETE	41,4655	41,4771	ST	0,0116	41,4685	SFT=	0,0030	SVT	0,0086
POLI	41,8495	41,8762	ST	0,0267	41,8645	SFT=	0,0150	SVT	0,0117
BRITA	42,9859	43,0097	ST	0,0238	43,0031	SFT=	0,0172	SVT	0,0066
ETE	50,8127	50,8335	SST	0,0208	50,8140	SSF=	0,0013	SSV	0,0195
POLI	55,5338	55,6310	SST	0,0972	55,5345	SSF=	0,0007	SSV	0,0965
BRITA	59,2635	59,2841	SST	0,0206	59,2717	SSF=	0,0082	SSV	0,0124
ETE	57,0782	57,1308	SDT	0,0526	57,0901	ST=	0,0119	SDV	0,0407
POLI	59,0216	59,0405	SDT	0,0189	59,0235	SST=	0,0019	SDV	0,0170
BRITA	57,9318	57,9455	SDT	0,0137	57,9305	SDT=	-0,0013	SDV	0,0150

16/fev									
	SECO	ESTUFA	VALOR	MUFLA	ANÁLISE	VALOR	VALOR		
BRUTO	47,7103	47,7300	ST	0,0197	47,7260	SFT=	0,0157	SV_{total}	0,0040
POLI	41,8547	41,8588	ST	0,0041	41,8572	SFT=	0,0016	SV_{total}	0,0025
BRITA	59,1853	59,1883	ST	0,0030	59,1865	SFT=	0,0018	SV_{total}	0,0012
BRUTO	50,8161	50,8201	SST	0,0040	50,8167	SDF=	0,0034	SSV	0,0006
POLI	55,4570	55,4878	SST	0,0308	55,4870	SSF	0,0008	SSV	0,0300
BRITA	55,6497	55,7348	SST	0,0851	55,6584	SSF=	0,0764	SSV	0,0087
BRUTO	53,7312	53,8021	SDT	0,0709	53,7806	SDF	0,0215	SDV	0,0494
POLI	51,0705	51,0863	SDT	0,0158	51,0773	SDF	0,0090	SDV	0,0068
BRITA	57,9254	57,9358	SDT	0,0104	57,9283	SDF	0,0075	SDV	0,0029
20/fev									
	SECO	ESTUFA	VALOR	MUFLA	ANÁLISE	VALOR	VALOR		
BRUTO	41,4562	41,4664	ST	0,0102	41,4651	SFT=	0,0089	SV_{total}	0,0013
POLI	41,8550	41,8588	ST	0,0038	41,8572	SFT=	0,0016	SV_{total}	0,0022
BRITA	41,9973	42,0050	ST	0,0077	42,0043	SFT=	0,0007	SV_{total}	0,0070
BRUTO	59,1858	59,2623	SST	0,0765	59,1877	SDF=	0,0746	SSV	0,0019
POLI	50,8168	50,8929	SST	0,0761	50,8187	SSF	0,0742	SSV	0,0019
BRITA	55,4545	55,5348	SST	0,0803	55,4584	SSF=	0,0764	SSV	0,0039
BRUTO	57,0795	57,0824	SDT	0,0029	57,0806	SDF	0,0018	SDV	0,0011
POLI	59,0220	59,0253	SDT	0,0033	59,0247	SDF	0,0006	SDV	0,0027

Anexo 7: Variação do pH – Partida do reator anaeróbio

Data da Amostra	01/07/15	04/07/15	09/07/15	11/07/15	16/07/15	20/07/15	22/07/15	24/07/15
pH - Reservatório de Esgoto	7,69	7,12	7,08	7,45	7,02	7,69	7,72	7,69
pH -Filtro Anaeróbio	7,25	6,66	6,64	6,86	6,87	6,56	7,14	7,17
Data da Amostra	29/07/15	30/07/15	08/08/15	15/08/15	12/08/15	19/08/15	21/08/15	23/08/15
pH - Reservatório de Esgoto	7,78	7,25	7,45	7,15	6,82	6,89	7	6,93
pH saída	6,9	6,98	6,86	6,98	6,68	6,65	6,78	6,84

Fonte: Próprio Autor (2015)

Anexo 8 : Coleta de Dados – Parâmetro Turbidez (NTU)

13/07/2015 a 23/09/2015 Tempo de detenção 6 h

Data da Amostra	Turbidez Entrada	Turbidez saída	% de Remoção		
Filtro com poliuretano					
13/08/2015	128	67,3	47%		
17/08/2015	130	88	32%		
20/08/2015	118	59,9	49%		
24/08/2015	111	60,2	46%		
30/08/2015	152	51,6	66%		
Filtro com brita					
05/09/2015	102	80,5	21%		
11/09/2015	192	72	63%		
12/09/2015	58,5	56,1	4%		
13/09/2015	90,6	76,9	15%		
19/09/2015	119,1	55,8	53%		
21/09/2015	66,5	46,2	31%		
23/09/2015	62,5	88,1	-41%		
Coleta de Dados – Turbidez (NTU) – 04/01/2016 a 13/02/2015 - Tempo de detenção 12 h					
Data da Amostra	Reservatório Amostra de Esgoto	Filtro com poliuretano	% de Remoção	Filtro com brita	% de Remoção
08/01/2016	39,6	14,3	63,9%	14,4	63,7%
11/01/2016	59,3	20,5	65,4%	36,3	38,8%
13/01/2016	45,4	40,2	11,5%	49,2	-8,2%
15/01/2016	100,8	48,9	51,5%	45,7	54,7%
18/01/2016	80,1	7,7	90,4%	12,5	84,4%
20/01/2016	76,6	17,3	77,4%	68,0	11,2%
26/01/2016	113,5	53,5	52,9%	71,3	37,2%
28/01/2016	100,5	26,1	74,0%	41,1	59,1%
29/01/2016	65,1	32,6	49,9%	-	
01/02/2016	91,2	35,6	61,0%	-	
03/02/2016	98,7	17,6	82,2%	14,3	85,5%
04/02/2016	107,0	43,9	59,0%	88,0	17,8%
11/02/2016	121,3	16,6	86,3%	26,1	78,5%
13/02/2016	86,0	49,8	42,1%	73,6	14,5%

Anexo 9 : Coleta de dados DQO (mg O₂.L⁻¹)

[illegible]

	04/01/2016	06/01/2016	08/01/2016	11/01/2016	13/01/2016	15/01/2016	18/01/2016	20/01/2016	22/01/2016	26/01/2016	28/01/2016	01/02/2016	03/02/2016	05/02/2016	10/02/2016	12/02/2016	13/02/2016	15/02/2016	17/02/2016	19/02/2016	20/02/2016	23/02/2016	04/01/2016
Q3	148,8	122	167,3	183,8	254,8	166	180	183,8	312	254,8	210,5			91,75	99	143,5	142	174	174	185,5	386	117	426,5
Max	160	128	182	185	257	177	191	185	346	257	214			96	101	147	148	197	197	187	387	120	568
Mediana	137,5	116	154	178,5	238	138	171	178,5	273	238	193			90,5	93,5	138,5	136	170	170	152,5	361,5	106	397,5
Média	139,8	119,7	152,6	172,0	236,5	139,5	167,8	172,0	282,2	236,5	191,8			90,3	93,5	135,8	136,0	154,0	154,0	152,3	353,0	101,0	425,2
Min	124	115	124	142	214	98	145	142	241	214	169			86	86	120	124	109	109	117	307	72	378
Q1	128,5	115,5	137,5	166,5	218,3	114,3	152,3	166,5	244,5	218,3	172,5			87,75	88	129	130	120	120	119,3	320,5	90	379,8
BRITA	160	116	164	164	217	112	165	164	241	217	211			86	87	144	148	120	120	120	307	72	431
	124	128	124	174	214	115	145	174	244	214	209			87	100	142	124	109	170	117	337	96	382
	130	115	164	142	222	120	148	142	246	222	214			96	96	147		170	109	185	315	120	413
	145		124	185	254	98	181	185	346	254	169			90	101	135		174	174	187	386	116	378
			177	183	257	175	191	183	316	257	171			92	86	120		197	197		387		568
			142	184	255	156	177	184	300	255	177			91	91	127					386		379
			144			177																	
			182			163																	
Q3	322,5	271	245	330,5	335,8	396,8	249,3	169				206	357,5	216	204	232,8	224,5	227,5	227,5	216,5	490,5	273,5	487,8
Max	330	283	250	353	339	409	268	174				208	370	217	207	243	234	272	272	227	521	287,6	492
Mediana	305	245	240	319	308	392	245,5	164				197	316	208,5	201,5	217,5	215	224	224	176,5	402,5	255,6	456
Média	305,0	251,7	235,0	321,5	307,2	384,5	244,3	160,0				196,5	316,2	207,7	200,5	218,7	215,0	228,3	228,3	180,0	433,7	257,4	456,8
Min	280	227	215	302	270	355	228	142				183	260	196	192	199	196	209	209	140	371	231,9	423
Q1	287,5	234	227,5	306	281,8	368,5	232,8	153				188	276,8	200,3	198	202,3	205,5	215,3	215,3	140	389,5	240,1	425,8
BRUTO	320	227	250	353	332	391	244	164				183	276	216	192	233	234	272	272	227	405	231	492
	280	283	240	302	270	393	247	174				191	260	196	200	243	196	222	228	213	371	248	423
	290	278	215	329	337	398	268	142				187	279	201	207	232		226	222	140	386	185	484
	330	232		309	281	409	250					203	359	200	203	203		228	209	140	521	189	425
		240		331	339	355	229					208	370	217		202		209	226		519		489
	250		305	284	361	228						207	353	216		199		213	213		400		428

Fonte: Próprio autor (2016)

Anexo 10: Extrato da ABNT NBR 7229/1993 - tabelas 1 e 2**Tabela 1** - Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo fresco (Lf) por tipo de prédio e de ocupante

Unid.: L

Prédio	Unidade	Contribuição de esgotos (C) e lodo fresco (Lf)	
1. Ocupantes permanentes			
- residência			
padrão alto	pessoa	160	1
padrão médio	pessoa	130	1
padrão baixo	pessoa	100	1
- hotel (exceto lavanderia e cozinha)	pessoa	100	1
- alojamento provisório	pessoa	80	1
2. Ocupantes temporários			
- fábrica em geral	pessoa	70	0,30
- escritório	pessoa	50	0,20
- edifícios públicos ou comerciais	pessoa	50	0,20
- escolas (externatos) e locais de longa permanência	pessoa	50	0,20
- bares	pessoa	6	0,10
- restaurantes e similares	refeição	25	0,10
- cinemas, teatros e locais de curta permanência	lugar	2	0,02
- sanitários públicos ^(A)	bacia sanitária	480	4,0

^(A) Apenas de acesso aberto ao público (estação rodoviária, ferroviária, logradouro público, estádio esportivo, etc.).


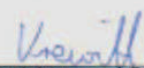

Fonte: ABNT NBR 7229/1993

Tabela 2 - Período de detenção dos despejos, por faixa de contribuição diária



Contribuição diária (L)	Tempo de detenção	
	Dias	Horas
Até 1500	1,00	24
De 1501 a 3000	0,92	22
De 3001 a 4500	0,83	20
De 4501 a 6000	0,75	18
De 6001 a 7500	0,67	16
De 7501 a 9000	0,58	14
Mais que 9000	0,50	12

Fonte: ABNT NBR 7229/1993

Anexo 12: Certificado do Espectrofotômetro

	Herstellerprüfzertifikat M nach DIN 55 350, Teil 18 Manufacturer's Test Certificate M in acc. to DIN 55 350, Part 18	Zertifikat/Certificate FB 7.6-38f Seite 1 von 1 / Page 1 of 1 Tintometer GmbH P.O. Box 410384 44273 Dortmund – Germany E-mail: labor@tintometer.de			
Gerät / Instrument SpectroDirect Serien-Nr. / Serial No.: 401370	Kunde / Customer: GEHAKA Ltda. Industria e Comercio Eletro Eletronica	Auftrag / Order: 591735			
Rückverfolgbarkeit / Traceability:					
Gerät / Instrument:	Art / Type (ident.no.):	Kalibrierdatum / Date of Calibration:			
Sekundär-Standard-Set Secondary Standard-Set	666.000 HELLMA (2265)	2012-01-23			
Methode / Method:	Reference Material:	Konzentration / Concentration:			
Kalibrierung Ordinatenwerte Ordinate Calibration	Grauglas / Grey glass	F2, F3, F4			
Wellenlängengenauigkeit Wavelength accuracy	Holmiumfilter	F1			
Spezielle Qualitätsmerkmale*¹ / Specific quality characteristics*¹:					
Standard	Soll / value [Abs]	Wert gemessen values obtained [Abs]	MIN Grenzwert specified value [Abs]	MAX Grenzwert specified value [Abs]	Test- bestanden passed [✓]
F1	361 nm	363 nm	359 nm	363 nm	✓
F1	537 nm	537 nm	535 nm	539 nm	✓
F2 / 440 nm	0.270	0.267	0.260	0.280	✓
F3 / 440 nm	0.486	0.486	0.471	0.501	✓
F4 / 440 nm	0.972	0.966	0.952	0.992	✓
F2 / 546 nm	0.240	0.243	0.230	0.250	✓
F3 / 546 nm	0.454	0.461	0.439	0.469	✓
F4 / 546 nm	0.903	0.911	0.883	0.923	✓
F2 / 635 nm	0.260	0.264	0.250	0.270	✓
F3 / 635 nm	0.504	0.513	0.489	0.519	✓
F4 / 635 nm	0.935	0.943	0.915	0.955	✓
Bemerkung / Remark:					
Die Rückverfolgbarkeit der Testmethoden und/oder Materialien zu nationalen oder internationalen Standards ist nicht immer möglich. Die Justierung basiert auf in unserem QM-System dokumentierten Verfahren. Traceability for methods and/or equipment to national or international standards is not always possible. The calibration is based on internal test procedure as laid down in our quality management system.					
* ¹ Bei durch den Kunden zur Verfügung gestellten Geräten gleichbedeutend mit den vereinbarten Einzelforderungen. For customer-required instruments the quality inspection is limited to the reported results.					
Krewitt  Qualitätssicherung / Quality Control			Datum/Date: 2012-03-12		
The Tintometer GmbH is ISO 9001 certified - Cert. No. 5394 					

Anexo 13: Certificado Solução Padrão para DQO

CERTIFICADO DE QUALIDADE
Nº 6436/2015 – P. DQO

1. DADOS DO PRODUTO

PRODUTO: Solução Padrão de DQO 1000 ppm	LOTE: 451
FABRICADO EM: 31/08/2015	VALIDADE: 31/10/2015

2. RESULTADOS OBTIDOS À 25,2 °C

PADRÃO (ppm)	LEITURA (ppm)	ABSORBÂNCIA (NM)	FAIXA DE ACEITAÇÃO CONCENTRAÇÃO (ppm)
0	2	-0,0008	0 à 2
200	205	0,0791	185 à 215
800	824	0,3187	770 à 830

3. PROCEDIMENTO
Realizada comparação frente a padrões, conforme procedimento descrito no manual de instruções Espectrofotômetro Rev. 06/02/2013, determinação de DQO Alto e critérios de aprovação definidos na IT PQ-CQO 038.08.

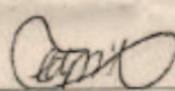
4. REAGENTES, PADRÕES, EQUIPAMENTOS E INSTRUMENTOS UTILIZADOS NO ENSAIO

DESCRIÇÃO	LOTE/IDENTIFICAÇÃO	VALIDADE
Reagente DQO-S1	377	01/11/2015
Reagente DQO-S2	413	20/11/2015
Balão Volumétrico de 25 mL	TEC 206368	03/2017
Pipetador 5 mL	01N23753	04/2016
Pipetador 10 mL	07K02949	07/2016
Espectrofotômetro	L0904041	07/2017
Termohigrômetro	TH-30	06/2017

5. DADOS DA LIBERAÇÃO



Aprovação em: 01/09/2015

Data de Emissão: 01/09/2015


 Luciana G. N. Lima
 Supervisora do Controle de Qualidade
 CRQ IV 04459878

PoliControl Instrumentos de Controle Ambiental Ind. e Com. Ltda.
 Rua Tupinambás, 516 - Ondina - SP - CEP 02201-020 - Tel: (11) 4063-2060
 www.policontrol.com.br

Anexo 14: Conjunto de Reagentes para Análise de DQO

CERTIFICADO DE QUALIDADE

Nº 6437/2015 – DQO Alto

1. DADOS DO PRODUTO

PRODUTO: Conjunto de Reagentes para Análise de DQO

REAGENTE	LOTE	VALIDADE
DQO-A1 / DQO-S1	382	31/12/2015
DQO-2/ DQO-S2	416	31/12/2015

2. RESULTADOS OBTIDOS À 25,2 °C

PADRÃO (ppm)	LEITURA (ppm)	ABSORBÂNCIA (nm)	FAIXA DE ACEITAÇÃO CONCENTRAÇÃO (ppm)
0	2	-0,0008	0 à 5
200	213	0,0823	185 à 215
800	829	0,3205	770 à 830

3. PROCEDIMENTO

Realizada comparação frente a padrões, conforme procedimento descrito no manual de instruções Espectrofotômetro Rev: 06/02/2013, determinação de DQO Alto e critérios de aprovação definidos na IT PQ-CQQ 038.08.

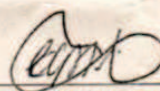
4. REAGENTES, PADRÕES, EQUIPAMENTOS E INSTRUMENTOS UTILIZADOS NO ENSAIO

DESCRIÇÃO	LOTE/IDENTIFICAÇÃO	VALIDADE
Solução Padrão de DQO 5000 mg/L	F15C0270C	03/2016
Balão Volumétrico de 25 mL	R6553	02/2016
Pipetador 5 mL	01N23753	04/2016
Espectrofotômetro	L0904041	07/2017
Termohigrômetro	TH-30	06/2017

5. DADOS DA LIBERAÇÃO

Aprovação em: 01/09/2015


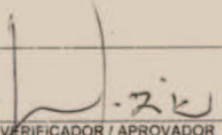
Data de Emissão: 01/09/2015





Luciana G. N. Lima
Supervisora do Controle de Qualidade
CRQ IV 04459878

PoliControl Instrumentos de Controle Ambiental Ind. e Com. Ltda.
Rua Tapinambós, 515 - Diadema - SP - CEP 09981-050 - Tel: (11) 4053-2050
www.policontrol.com.br

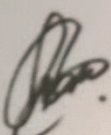
Anexo 15: Certificado de calibração do oxímetro

ANALYSER [®] (INSTRUMENTOS ANALISER)		CERTIFICADO DE CALIBRAÇÃO			
Data da calibração:	26/05/2015	Número:	0274/15		
Ciente:	Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza - CEETPS	Ordem de Serviço:	16-113-05/15		
Endereço:	Praça Coronel Fernando Prestes, 30 Bom Retiro - SP	TAG:	883012		
Descrição do Instrumento:	Medidor de Oxigênio	Número de série:	48355		
Fabricante:	Digimed	N. de série sensor:	11H8267		
		Modelo:	DM-4P		
Procedimento utilizado					
O instrumento foi calibrado de acordo com o procedimento da Analyser Comércio e Indústria Ltda, PR 010 - Revisão 00, no qual consiste em realizar leituras do instrumento em calibração com solução padrão de Sulfito de sódio (Solução < 0,1 mg/L de Oxigênio Dissolvido) e solução de água saturada de oxigênio dissolvido.					
Rastreabilidade dos Padrões utilizados					
Código	Descrição do Padrão	Calibrado por:	Lote	Data da Calibração	Data de Validade
SQ35170	SOLUÇÃO DE PADRÃO 0mg/L DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO	SpecSol	F14E0295F	01/06/2014	01/06/2015
Condições Ambientais					
Temperatura:	24.2°C	Umidade:	71%	Pressão Atm.:	700mmHg
Resultados da Calibração - Ensaio com bisulfito de sódio (Padrão 0mg/L de OD)					
Capacidade de medição:	0 A 10 mg/L	Faixa Calibrada:	< 0,1 mg/L		
Valor do Padrão (mg/L)		Leitura (mg/L)		Tempo de análise (segundos)	
<0,1		0,06		19	
Resultados da Calibração - Ensaio com água saturada de OD					
Capacidade de medição:	0 A 10 mg/L	Faixa Calibrada:	<0,1 mg/L		
Valor do Padrão conforme tabela Standard Methods - (mg/L)		Média das leituras (mg/L)	Erro (mg/L)	Incerteza de Medição (mg/L)	Fator de Abrangência (K)
7,80		7,95	0,15	0,02	2,00
Observações					
1) O funcionamento do equipamento é atestado verificando-se o tempo da leitura em solução com baixa concentração de oxigênio dissolvido (<0,1mg/L), este tempo deve ser inferior a 20 segundos. O valor padrão de água saturada de Oxigênio é baseado na tabela de referencia da metodologia "4500-O C. Azide Modification" do Standard Methods.					
2) Este certificado somente pode ser reproduzido em sua forma integral. Reproduções parciais devem ser previamente autorizadas pela Analyser Comércio e Indústria Ltda.					
3) A incerteza Expandida do Resultado da Calibração, foi determinada com base na Norma ISO GUM:1995 e DOQ-CGCRE-022:2013 - Rev. 2, para um nível de confiança de aproximadamente 95% com Fator de Abrangência K: 2,00					
4) Média das leituras: valor da média aritmética de 03 leituras indicadas pelo aparelho.					
5) Erro: diferença encontrada entre a média das leituras e o valor do Padrão.					
6) OD: Oxigênio dissolvido.					
 TÉCNICO RESPONSÁVEL Keji Salto		 VERIFICADOR / APROVADOR Valdir de Costa Fernandes			
Analyser Comércio e Indústria Ltda - EPP R. Major Angelo Zarichi, 892 - Penha - São Paulo SP - 03633-000 CNPJ: 55.482.475/0001-53 - IE:111.475.770.114 - Fone: (11) 2646-5666 www.analyser.com.br vendas@analyser.com.br					

Anexo 16: Certificado de análise solução Padrão – oxigênio zero oxigênio dissolvido

SpecSol [®]		Certificado de Análise		Certificado ISO 9001
NÚMERO: 057976				
Solução: Oxigênio Zero Dissolvido Código Produto: SQ35170 Data de Expedição: 06/2014 Densidade (20 °C): 1,0528 g/mL Fabricante: Quimlab Produtos de Química Fina Ltda.			Número de Lote: F14E0295F Validade: 12 meses Matriz: Água destilada	
Especificação: < 0,1 mg/L O₂				
1 – Informações				
Esta solução foi preparada pela dissolução de sulfito de sódio (Na ₂ SO ₃) P.A./ACS em água destilada para uma concentração final de 60,0 g/L +/- 2,0 g/L. É recomendada para verificação de equipamentos de medição de oxigênio dissolvido. O sulfito por ser um ânion facilmente oxidado a sulfato pelo oxigênio atmosférico, faz com que suas soluções aquosas tenham concentrações baixas de oxigênio dissolvido, como menores que 0,1 mg/L.				
2 – Incertezas				
A incerteza calculada para a concentração de sulfito de sódio é dada pela seguinte expressão: $U = (2 u_c)$ Onde u_c é a incerteza combinada calculada de acordo com o Guia para a Expressão da Incerteza de Medição, ISBN 85-07-00251-X, 3ª Ed. INMETRO (2003). O valor de U reportado corresponde a duas vezes o desvio padrão das incertezas combinadas, associadas a fatores gravimétricos, volumétricos e pureza do sal utilizado.				
3 – Rastreabilidade				
Este padrão é rastreado gravimetricamente e volumetricamente a Rede Brasileira de Calibração (RBC), sendo sua concentração verificada pela utilização de padrão secundário ou primário diretamente rastreado ao NIST através da utilização de métodos titulométricos, gravimétricos ou qualquer outro que permita a sua comparação. A concentração de sulfito deste padrão foi analisada por titulação com iodo 0,1N padronizado com o SRM 136f NIST.				
4 – Utilização				
Emergir o eletrodo na solução de oxigênio zero e fazer a leitura sob agitação. Atenção! Nunca realizar a medição sem agitação ao se usar eletrodos voltamétricos tipo célula de Clarke. Manter a solução na embalagem original e em local fresco e ventilado. Usar óculos de segurança para manusear esta solução. Manusear em local com exaustão. Nunca retornar para o frasco original restos de soluções já fracionadas. Armazenar em temperatura ambiente (15°C a 30°C).				
5 – Características da solução				
Solução: incolor e límpida. Densidade: 1,050 +/- 0,003 g/mL a 20°C.				
Este certificado restringe-se apenas ao número de lote fornecido.				
6 – Aprovação				
Data de aprovação: 06/2014				
Elaborado por: Gislaíne Rodrigues da Cruz – Técnica Assistente – CRQ 04474649 – 4ª Região				
				
Aprovado por: Msc. Nilton Pereira Alves – Responsável Técnico – CRQ 04428809 – 4ª Região				
				
1/1				

Anexo 17: Certificado de calibração do turbidímetro

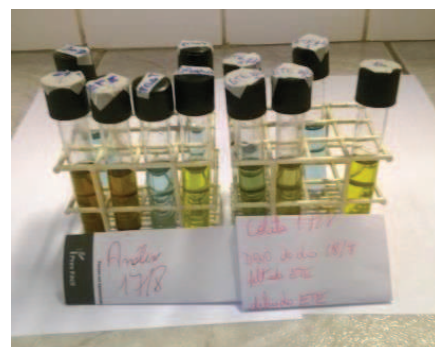
<h1>CERTIFICATE OF CALIBRATION</h1>				
Page 1 of 1				
<p>Thermo Scientific, Environmental Instruments, Water Analysis Instruments certifies that AQ3010 Meter, Serial Number 533544 has been Calibrated, Tested, and meets all Thermo Scientific, Water Analysis Instruments performance specifications. This Meter has also been verified to be in conformance with the requirements of your purchase order.</p>				
<p>Periodic verification of calibration prior to use in accordance with the instruction manual is required for proper operation of your Thermo Scientific Water Analysis Instruments Meter.</p>				
<p>Thermo Scientific Water Analysis Instruments test equipment is traceable to NIST through SPRING as the national lab which signed the MRA, and meets the requirements of ISO/IEC 17025: 1999.</p>				
<p>Thermo Scientific Water Analysis Instruments is certified to be in compliance with the requirements of ISO 9001: 2000 and is registered under SGS File # SG99/15700. Calibration vendors for our test equipment are chosen for their expertise in different aspects of metrology, and possess certifications which include (but are not limited to) ISO 9001: 2000 and ISO/IEC 17025: 1999.</p>				
				
<p>Chan Cheow Kwang Manager – QA/Regulatory Date:</p>				
<p>Environmental Instruments Water Analysis</p> <p>For updated contact information, visit www.thermo.com</p>	<p>North America 100 Cummings Center Beverly, MA 01915 USA Tel: 978-232-0000 Open Fax: 978-232-0015 US/CA Fax: 978-232-0001</p>	<p>Europe 12-16 Seelway Business Park Widford, Cambridgeshire England CB9 7HY Tel: 44 1263 696111 Fax: 44 1263 696001</p>	<p>Asia 55, Anson Road, #05-05 Singapore 069693 Tel: 65 434 3719 ext 75 Fax: 65 434 3713 ext 60</p>	<p>Customer Support E-mail: custserv@thermo.com www.thermo.com or visit: www.thermo.com</p>
<p>The world leader in serving science</p> <p>258633-000 RevA, 68X492801</p>				<p>Thermo SCIENTIFIC</p>

Anexo 18: Equipamento e acessórios utilizados na pesquisa

a) Capela montada para a escala laboratorial



b) Espectrofotômetro da marca Spectro Direct, modelo 666.000 e kit de DQO



c) Análise de DBO - oxímetro Digimed, modelo DM 4 e agitador magnético



d) Análise de Sólidos



Balança Analítica



Porta Filtro



Câmara de Vácuo

e) Medição de turbidez (Turbídímetro)



f) Bomba peristáltica + termômetro digital



g) cubos de poliuretano utilizados como meio suporte

