

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

Priscilla Natalie Pereira Neves

**CONTRIBUIÇÃO PARA O APRIMORAMENTO DE REATOR UASB
APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO: inoculação e
controle da manta de lodo**

Belo Horizonte

2020

Priscilla Natalie Pereira Neves

**CONTRIBUIÇÃO PARA O APRIMORAMENTO DE REATOR UASB
APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO: inoculação e
controle da manta de lodo**

Versão final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Carlos Augusto de Lemos
Chernicharo

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2020

N518c	<p>Neves, Priscilla Natalie Pereira. Contribuição para o aprimoramento de reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto sanitário [recurso eletrônico] : inoculação e controle da manta de lodo / Priscilla Natalie Pereira Neves. – 2020. 1 recurso online (86 f. : il., color.) : pdf.</p> <p>Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.</p> <p>Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Apêndice: f. 86.</p> <p>Bibliografia: f. 77-85. Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.</p> <p>1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Reator UASB - Teses. 4. Lodo de esgoto - Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto Lemos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.</p>
	CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

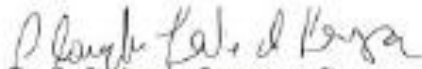
FOLHA DE APROVAÇÃO

Contribuição Para O Aprimoramento de Reator UASB Aplicado Ao Tratamento de Esgoto Sanitário: Inoculação e Controle da Manta de Lodo

PRISCILLA NATALIE PEREIRA NEVES

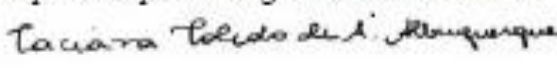
Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO


Prof. CLAUDIO LEITE DE SOUZA

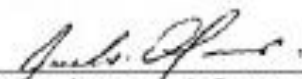

Prof. JACKSON OLIVEIRA PEREIRA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH


Prof. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Subcoordenadora

Versão Final aprovada por


Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Orientador

Belo Horizonte, 20 de fevereiro de 2020.

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Nossa Senhora Aparecida por sempre iluminarem meus passos.

À minha mãe, meu pai e minha irmã, base de tudo e inteiramente responsável por esse título de mestra. Aos tios e primos pela compreensão nos momentos de ausência e apoio ao longo da vida.

Às amigas e aos amigos, principalmente as amigas da “ZN” pelos momentos de descontração e sessões grátis de terapia!! Nossas piadas e risadas deixaram esses anos muito mais leves!

Ao povo brasileiro representados pela Universidade Federal de Minas Gerais e pela FAPEMIG, por permitir que mais pessoas tenham condições de estudar e mudar a realidade do país. E a todos que lutam pela ciência gratuita e universal, que nenhuma barreira de gênero, cor, classe social ou convicção política seja capaz de deter as pesquisadoras e pesquisadores brasileiros.

Ao professor Carlos Chernicharo pelos ensinamentos, trocas e acolhimento ao longo dos anos. E, principalmente pela lição de simplicidade e dedicação à pesquisa.

Aos colegas e funcionários do DESA, pelo suporte na pesquisa e por estarem sempre prontos para ajudar, principalmente nos perrengues no CePTS e nos laboratórios.

À “Panelinha” que desde o primeiro dia de aula formamos uma rede de amizade e apoio mútuo fundamental para vencer esses dois anos.

Ao INCT, pelo suporte financeiro, material e intelectual em todas as etapas da pesquisa.

Ao professor Luewton Lemos e toda a equipe representada pela *Water Application Centre* e pela *Van Hall Larenstein University of Applied Sciences*.

Ao professor Cláudio Souza e ao professor Jackson Pereira pela participação na banca e análise cuidadosa da dissertação.

Resumo

A presente pesquisa consistiu na avaliação da aptidão do lodo granular anaeróbio oriundo do tratamento de efluente industrial como inóculo de reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto sanitário e no desenvolvimento de um dispositivo ultrassônico para o monitoramento e controle da manta de lodo. Na primeira etapa da pesquisa, um reator UASB em escala de demonstração ($V=14 \text{ m}^3$) foi inoculado com lodo granular anaeróbio e posteriormente monitorado, durante 154 dias, em relação à evolução das características físicas, microbiológicas e de atividade do lodo, bem como em relação ao desempenho do reator na remoção de DQO, DBO e SST. Já na segunda etapa da pesquisa, foi testado, por 254 dias, um dispositivo ultrassônico para monitoramento e controle da manta de lodo em reatores UASB. O funcionamento do sensor ultrassônico baseia-se na atenuação das ondas ultrassônicas pelas partículas sólidas em suspensão presentes no reator. O dispositivo foi instalado no interior do separador trifásico do reator, de modo a possibilitar a determinação da concentração de sólidos na parte superior do compartimento de digestão do reator UASB. Os resultados das diferentes análises de caracterização da biomassa mostraram que o lodo inoculado no reator passou por um processo de desagregação dos grânulos, acompanhado de perdas de sólidos e de qualidade do efluente, vindo a atingir características de lodo flocofento (partículas menores que 0,3 mm) a partir do 70º dia operacional. Tal constatação induziu a divisão da etapa 1 da pesquisa em duas fases de avaliação do desempenho do reator UASB: do dia 1 ao dia 70 (operação com inóculo granular), e do dia 71 ao dia 154 (operação com lodo flocofento). Os resultados indicaram baixas eficiências de remoção de DQO total durante a fase 1, 39%, contra 73%, durante a fase 2 da etapa 1. Como as eficiências de remoção de DQO filtrada foram semelhantes durante as fases 1 e 2, atribuiu-se que as baixas eficiências observadas durante a fase 1 se deveram à presença de material orgânico particulado no efluente, resultante da desagregação dos grânulos. Os resultados da segunda etapa da pesquisa mostraram que o dispositivo ultrassônico foi capaz de medir, com ótima precisão, a concentração de sólidos totais na faixa de leitura desejada (0 a 0,5%), conforme validação feita pelo método gravimétrico ($R^2=0,970$). Observou-se, ainda, a progressão do erro relativo nas medidas à proporção que a concentração de sólidos totais se aproximava do limite de detecção do dispositivo (1%). Os resultados gerais da pesquisa indicaram que o inóculo granular não propiciou a melhoria de desempenho do reator UASB e que o dispositivo ultrassônico testado se mostrou uma alternativa promissora para o controle de sólidos no compartimento de digestão de reatores UASB.

Palavras-chave: Lodo granular, inóculo, reator UASB, sensor ultrassônico, descarte de lodo.

Abstract

The present research aimed at assessing the suitability of anaerobic granular sludge obtained from the treatment of industrial effluent as inoculum of a UASB reactor treating sewage, and developing and testing an ultrasonic device for monitoring and controlling the sludge blanket. In the first stage of the research, a demo-scale UASB reactor ($V=14 \text{ m}^3$) was inoculated with anaerobic granular sludge and subsequently monitored for 154 days for the evolution of physical and microbiological characteristics and activity of the sludge, as well as regarding the performance of the reactor in the removal of COD, BOD and TSS. In the second stage of the research, an ultrasonic device for monitoring and controlling the sludge blanket in UASB reactors was tested for 254 days. The operation of the ultrasonic sensor is based on the attenuation of ultrasonic waves by the solid particles in suspension present in the reactor. The device was installed inside the three-phase separator of the reactor, in order to allow the determination of the concentration of solids in the upper part of the digestion compartment of the UASB reactor. The results of the different biomass characterization analyzes showed that the sludge inoculated in the reactor underwent a granule disintegration process, accompanied by loss of solids and effluent quality, reaching flocculent sludge characteristics (particles smaller than 0.3 mm) from the 70th operating day. This finding led to the division of stage 1 of the research into two phases for evaluating the performance of the UASB reactor: day 1 to 70 (operation with granular inoculum), and day 71 to 154 (operation with flocculent sludge). The results indicated low removal efficiencies of total COD during phase 1, 39%, against 73%, during phase 2 of stage 1. As the removal efficiencies of filtered COD were similar during phases 1 and 2, it is believed that the low efficiencies observed during phase 1 were due to the presence of particulate organic material in the effluent, resulted from the breakdown of the granules. The results of the second stage of the research showed that the ultrasonic device was able to measure, with great precision, the concentration of total solids in the desired reading range (0 to 0.5%), as validated by the gravimetric method ($R^2 = 0.970$). It was also observed the progression of the relative error in the measurements as the concentration of total solids approached the detection limit of the device (1%). The general results of the research indicated that the granular inoculum did not improve the performance of the UASB reactor and that the tested ultrasonic device proved to be a promising alternative for the control of solids in the digestion compartment of UASB reactors.

Keywords: Granular sludge, sludge seed, UASB reactor, ultrasound sensor, excess sludge discharge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1-Desenho esquemático de um sensor ultrassônico no modo de operação transmissão direta.	32
Figura 3-2-Desenho esquemático de um sensor ultrassônico no modo de operação pulso-eco.	32
Figura 4-1- Vista do reator UASB escala demonstração (a) e corte evidenciando as alturas dos pontos de amostragem (b).....	37
Figura 4-2- Detalhe do suporte de PVC para abrigo do sensor US.	43
Figura 4-3- Configura�o esquemática da instala�o do sensor US no interior do reator UASB.	43
Figura 4-4- Esquema da conexão do computador, do osciloscópio ao sensor ultrassônico instalado no reator UASB estudado.....	44
Figura 4-5-Representa�o gráfica da onda ultrassônica armazenada pelo <i>software Picoscope</i> �.	46
Figura 4-6-Rotina de programa�o desenvolvida para análise dos dados gerados pelo sensor ultrassônico.....	47
Figura 5-1 - Série histórica (a) e Box-whisker (b) da vazão de esgoto afluyente e do TDH	49
Figura 5-2- Distribui�o granulométrica do lodo granular ao longo do tempo de monitoramento do reator UASB.....	50
Figura 5-3-Concentra�o de sólidos totais voláteis, rela�o STV/ST e a massa de sólidos totais e voláteis em cada ponto de amostragem do reator UASB estudado.	52
Figura 5-4- Grânulos de lodo granular no primeiro dia operacional (a), no 70� dia operacional (b) e no 126� dia (c) para a altura de amostragem de 0,05.	54
Figura 5-5- Série temporal da rela�o STV/ST para as alturas de amostragem do reator UASB estudado (0,05; 0,6; 1,1; 1,6 e 2,1).	55
Figura 5-6- Evolu�o da atividade metanogênica específica (AME).....	56
Figura 5-7-Visão panorâmica e detalhada do grânulo anaeróbio (a) em sua porão externa e (70 x) (b)na porão interna no 1� dia operacional (70 x) e no detalhe da porão interna (5000 x)(c) (d); (e) visão panorâmica (5000 x) e (f) detalhada (5000 x) a do grânulo no 70� dia operacional.....	58
Figura 5-8- Amostra de espuma com presença de grânulos de lodo.	59
Figura 5-9- Série temporal e gráficos <i>box- whisker</i> das concentra�es afluyentes e efluyentes de SST (a) e das eficiências de remo�o de SST nas duas fases de opera�o (b).....	60

Figura 5-10-Série temporal e gráficos <i>box- whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes de DQO (a) e das eficiências de remoção de DQO nas duas fases de operação (b).	62
Figura 5-11- Série temporal e gráficos <i>box- whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes de DBO (a) e das eficiências de remoção de DBO nas duas fases de operação (b).	64
Figura 5-12: Gráfico <i>box-whisker</i> e série histórica da vazão de esgoto afluente ao reator UASB	66
Figura 5-13- Gráfico obtido no programa Picoscope que evidencia a ausência da reflexão de fundo utilizada para a verificação da atenuação da onda sonora e o valor da concentração de sólidos.....	67
Figura 5-14- Curva de calibração com os valores das áreas sob a curva pelo método ultrassônico associadas às respectivas concentrações de sólidos totais pelo método gravimétrico obtidas (a) com o amplificador A (b) e com o amplificador B.	68
Figura 5-15- Imagem de uma onda gerada pelo software Picoscope para as concentrações de 0% (água de torneira) (a), 0,05% (ponto de amostragem 2,10) (b), 0,18% (ponto de amostragem 1,60) (c) e 0,43% ST (ponto de amostragem 1,10) (d).	68
Figura 5-16- Correlação linear entre a concentração de sólidos totais medida pela sonda (US) e a concentração de sólidos totais feita pelo método gravimétrico (a) utilizando-se o amplificador A e (b) o amplificador B.	69
Figura 5-17- Série histórica da concentração de SST no efluente do reator UASB com a utilização da sonda ultrassônica para o controle da manta de lodo.	72
Figura 5-18-Suportes de aço inox e PVC utilizados no início do experimento (a), 120 dias após (b) e no último dia operacional (245° dia) (c).	72
Figura 5-19-Vista da porção externa do sensor ultrassônico (a) e no interior do transdutor após a abertura da tampa, com destaque para o fio desconectado da placa do circuito elétrico (b). 73	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Pesquisas recentes sobre inoculação de lodo granular evidenciando o volume do reator anaeróbio utilizado	26
Tabela 2- Pesquisas recentes sobre a aplicação do sensor ultrassônico para a detecção de concentração de partículas sólidas.....	35
Tabela 3- Principais características do reator UASB utilizado na pesquisa.....	36
Tabela 4- Características do lodo granular antes e após a estocagem e inoculação no reator UASB	37
Tabela 5- Análises laboratoriais, tipo de amostra, metodologias e suas respectivas frequências de execução.....	39
Tabela 6- Análises laboratoriais, tipo de amostra, metodologias e suas respectivas frequências de execução.....	45
Tabela 7- Número de dados em cada ponto de amostragem para o Amplificador A e o Amplificador B.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AME - Atividade metanogênica específica

CePTS - Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

DBO filtrada – Demanda bioquímica de oxigênio do efluente filtrado

DBO total– Demanda bioquímica de oxigênio total do efluente

DQO ou DQO total- Demanda química de oxigênio (frações solúvel e particulada)

DQO solúvel - Demanda química de oxigênio (fração solúvel)

DQO-CH₄ - carga de DQO convertida a metano

ETE - Estação de tratamento de esgotos

pH - potencial hidrogeniônico

S-sedim- Sólidos sedimentáveis

SST - Sólidos em suspensão total

SSV - Sólidos suspensos voláteis

ST - Sólidos totais

TDH - Tempo de detenção hidráulica

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

VHL - *Van Hall Larenstein University of Applied Sciences*

WAC- *Water Application Centre*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Contextualização	13
1.2 Organização da Dissertação	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia.....	17
3.2 Partida em Reatores UASB	17
3.3 Granulação	20
3.3.1 Características Gerais do Lodo Granular	20
3.3.2 Modelos Físicos de Granulação do Lodo Anaeróbio	22
3.3.3 Modelos Físico-Químicos de Granulação do Lodo Anaeróbio.....	23
3.3.4 Modelos Microbiológicos de Granulação do Lodo Anaeróbio	25
3.3.5 A Granulação do Lodo Anaeróbio em Reatores UASB Tratando Esgoto Sanitário....	26
3.4 Controle de Sólidos em Reatores UASB.....	28
3.5 Automatização do Controle de Sólidos no Reator UASB.....	30
3.5.1 Sensores para a Medida da Concentração de Sólidos	30
3.5.2 Sensores Ultrassônicos para o Monitoramento da Concentração de Sólidos Suspensos	
33	
4 MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1 Etapas da Pesquisa	35
4.2 Área do Estudo	36
4.3 Descrição do Aparato Experimental	36
4.4 Inoculação do Lodo Granular.....	37
4.4.1 Origem e Caracterização do Lodo Granular Usado no Experimento.....	37
4.4.2 Transporte, Estocagem e Inoculação do Reator UASB	38
4.4.3 Amostragem e Monitoramento.....	39
4.4.3.1 Detalhamento da Amostragem	40
4.4.4 Tratamento Estatístico dos Dados de Inoculação do Lodo Granular	41
4.5 Utilização do Sensor de Ultrassom	41
4.5.1 Amostragem e Monitoramento.....	44

4.5.1.1 Detalhamento da Amostragem	45
4.5.2 Tratamento de Dados do Sensor Ultrassônico	46
4.5.2.1 Cálculo do Erro Relativo	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1 Condições de Operação do Reator UASB.....	49
5.2 Avaliação da Evolução das Características Físicas e Microbiológicas do Lodo Granular	
49	
5.2.1 Distribuição Granulométrica	49
5.2.2 Perfil e Massa de Sólidos no Reator UASB	50
5.2.3 Caracterização Biológica.....	55
5.2.3.1 Avaliação da Atividade do Lodo.....	55
5.2.3.2 Caracterização Microbiana Utilizando Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	
57	
5.3 Avaliação do Desempenho do Reator UASB	60
5.4 Sensor Ultrassônico.....	65
5.4.1 Condições de Operação do UASB	65
5.4.2 Determinação da Faixa de Medição, da Curva de Calibração e Validação do Método	66
5.4.3 Controle de Sólidos no Reator UASB	71
5.4.4 Integridade Física do Aparato Experimental.....	72
6 CONCLUSÕES	74
6.1 Aptidão do lodo granular para inoculação de reator UASB.....	74
6.2 Tecnologia de Ultrassom para o Controle de Sólidos em Reatores UASB	74
7 RECOMENDAÇÕES	76
7.1 Inoculação de Lodo Granular	76
7.2 Sensor Ultrassônico.....	76
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
9 APÊNDICE	86

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

No Brasil, o índice médio de esgoto tratado, referido à água consumida, é de 44,7% (BRASIL, 2017). E, apesar do cenário atual, esse índice experimentou um crescimento de 25% na última década (BRASIL, 2017). Segundo o Atlas Esgoto 2017, do total dos 5570 municípios brasileiros, apenas 30% possui estações de tratamento de esgoto (ETE), sendo 2768 ETES distribuídas em 1592 cidades.

Figurando entre uma das principais tecnologias de tratamento, em termos de número de instalações, estão os reatores anaeróbios, tanto funcionando isoladamente quanto combinado com diferentes tecnologias de pós-tratamento. Estima-se que existam atualmente 1031 reatores anaeróbios operando em escala plena, de acordo com o Atlas Esgoto 2017. Nesse cenário, a utilização da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto sanitário vem ganhando destaque nas últimas décadas no Brasil (CHERNICHARO *et al.*, 2017), notadamente por meio do emprego de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB). Esses sistemas, além do baixo custo de implantação e operação, encontraram no país condições ambientais favoráveis, como a temperatura elevada, ideal para a atividade dos microrganismos anaeróbios (CHERNICHARO, 2007; CHERNICHARO *et al.*, 2015 e ALVES, 2015).

No entanto, apesar dos grandes avanços alcançados visando o aprimoramento de aspectos relacionados a projeto, construção e operação dos reatores UASB (CHERNICHARO *et al.*, 2018), pouco ainda se investigou em relação ao comportamento e ao controle da biomassa e dos sólidos nesses reatores. De um lado, os microrganismos que atuam na digestão anaeróbia são dependentes de alguma forma de retenção para que seja possível a manutenção do lodo no reator. De outro lado, o acúmulo de lodo acima da quantidade considerada ótima pode provocar a perda de sólidos e a redução da eficiência global do sistema.

Uma das formas de retenção da biomassa no reator UASB é a granulação, a qual permite que uma elevada quantidade de microrganismos se agregue e forme um ecossistema único de cooperação contidos em apenas alguns milímetros (ALVES, 2015). Contudo, a formação e manutenção do grânulo é um processo que exige certas condições de contorno, a exemplo das características do substrato, das condições físicas e hidrodinâmicas no interior do reator UASB, assim como da própria comunidade microbiana (HULSHOFF POL, 1989). Essas

particularidades da granulação ainda não são totalmente conhecidas, sobretudo em reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário.

A perda de sólidos (ou *washout*), por sua vez, um problema recorrente em reatores UASB, causa a redução da eficiência do sistema tanto pela deterioração da qualidade do efluente, em função do aumento da concentração de matéria orgânica particulada proveniente do lodo, quanto pela perda de microrganismos capazes de promover a degradação anaeróbia (LOBATO *et al.*, 2018).

Nesse contexto, o presente trabalho se propôs a contribuir com o aprimoramento da tecnologia anaeróbia aplicada ao tratamento de esgoto sanitário no tocante à manutenção e ao monitoramento e controle de sólidos em reatores UASB. Para tanto, dividiu-se a pesquisa em duas etapas subsequentes: i) investigação da inoculação e partida (*startup*) de um reator UASB com lodo granular anaeróbio; e ii) desenvolvimento de dispositivo para monitoramento e controle da manta de lodo no compartimento de digestão de reatores UASB.

1.2 Organização da Dissertação

A presente dissertação está organizada em sete seções que foram divididas em duas etapas que ocorreram de forma sequencial, são elas: i) o início e o final da inoculação do lodo granular ii) o controle de sólidos do reator UASB por meio do monitoramento da manta de lodo no compartimento de digestão.

No item 2 “Objetivos” são apresentados os objetivos que nortearam o trabalho e evidenciaram as duas etapas supracitadas. No item 3 “Revisão da Literatura” foram abordados os conceitos gerais e específicos acerca do desenvolvimento do lodo granular no reator UASB e ainda os aspectos concernentes ao controle de sólidos no mesmo reator. Em um primeiro momento, definiu-se as características físicas, químicas e microbiológicas do lodo granular, bem como o processo de formação do grânulo. Esse embasamento teórico subsidiou a discussão apresentada no item 5 “Resultados e Discussões” em cumprimento ao objetivo específico 1. Ainda na revisão bibliográfica foram explicitadas experiências de inoculação e autoinoculação de lodo granular em reatores UASB, revelando assim, as principais lacunas existentes em relação ao tema estudado, que serviu de base para o atendimento do objetivo específico 2.

A revisão bibliográfica sobre o controle de sólidos foi delineada de modo a apresentar a importância desse aspecto na operação para o sucesso da aplicação de reatores UASB no

tratamento de esgoto sanitário. Para tanto, entre os aspectos tratados foi dada ênfase aos descartes de lodo (insuficientes ou pouco frequentes), passando pela automatização do processo de monitoramento e culminando no desenvolvimento do sensor ultrassônico de sólidos para controle da manta de lodo no compartimento de digestão do reator UASB. Discorreu-se também sobre os conceitos básicos das técnicas de ultrassom e sua aplicação na determinação de sólidos em uma suspensão. Esses foram os fundamentos que auxiliaram na construção da discussão para o cumprimento dos objetivos 3 e 4.

No item 4 “Material e Métodos” foram descritos os materiais e os métodos utilizados para a realização da pesquisa.

Os resultados, bem como a discussão, são apresentados no item 5 “Resultados e Discussão” respaldados pela revisão de literatura apresentada no item 2. As conclusões do trabalho, no capítulo 6 “Conclusões”, foram organizadas conforme as duas partes da pesquisa. Por fim, as sugestões para pesquisas futuras e melhorias das metodologias utilizadas estão no item 7 “Recomendações”.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo Geral*

Avaliar a aptidão de lodo granular anaeróbio oriundo do tratamento de efluente industrial como inóculo de reator UASB e desenvolver dispositivo ultrassônico para monitoramento e controle da manta de lodo.

2.2 *Objetivos Específicos*

1. Avaliar a evolução das características físicas, microbiológicas e de atividade do lodo granular anaeróbio utilizado como inóculo do reator UASB;
2. Avaliar a evolução do desempenho de um reator UASB em escala de demonstração inoculado com lodo granular anaeróbio no tratamento de esgoto sanitário;
3. Desenvolver dispositivo ultrassônico para monitoramento e controle da manta de lodo em reatores UASB;
4. Avaliar o desempenho do sensor ultrassônico no controle de descarte de sólidos do reator UASB.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia

A degradação e utilização da matéria orgânica pelos microrganismos (tanto anaeróbios quanto aeróbios) se dá, basicamente, em duas etapas: o catabolismo e o anabolismo. No catabolismo ocorre a produção de energia e de outros produtos da oxidação e é subdividido em processos fermentativos e em processos oxidativos. Já nas reações anabólicas, os microrganismos atuantes assimilam a matéria orgânica do meio e a energia gerada no processo catabólico para a realização da síntese celular, o que resulta no aumento da massa bacteriana no sistema (MCCARTY, 1964; MAHMOUD, ZEEMAN, GIJZEN, 2004; CHERNICHARO, 2007; van HAANDEL, 2008;).

Na digestão anaeróbia os processos fermentativos e os processos oxidativos, majoritariamente responsáveis pela degradação biológica da matéria orgânica presente nas águas residuárias tratadas nos reatores UASB, são realizados por um complexo conjunto de microrganismos que desempenham suas funções em etapas que ocorrem sequencial e paralelamente, divididas em cinco estágios sucessivos: (i) hidrólise, (ii) acidogênese, (iii) acetogênese, (iv) metanogênese e (v) sulfetogênese. Para tanto, quatro grupos principais de microrganismos estão envolvidos e desempenham funções específicas, são eles: as bactérias fermentativas hidrolíticas, as bactérias fermentativas acidogênicas, as bactérias sintróficas acetogênicas, os microrganismos metanogênicos e as bactérias redutoras de sulfato (CHERNICHARO, 2007).

A hidrólise e a acidogênese são realizadas pelo mesmo grupo de microrganismos, portanto, podem ser consideradas como uma única fase. A sulfetogênese é uma etapa facultativa uma vez que só ocorre quando há presença dos íons sulfatos, o que leva à competição com a metanogênese, diminuindo a produção do metano (VISSER, 1995; CHERNICHARO, 1997).

3.2 Partida em Reatores UASB

A partida exitosa de reatores anaeróbios é um dos fatores determinantes para que a degradação da matéria orgânica ocorra de modo adequado, uma vez que, a presença de microrganismos adaptados ao esgoto a ser tratado confere maior eficiência de remoção de matéria orgânica. Kalogo, MBouche & Verstraete (2001) citam que a partida de reatores UASB ainda é um fator de preocupação para as ETEs, devido ao longo período de adaptação e/ou crescimento microbiano.

Segundo Chernicharo e Borges (1996) a partida de reatores anaeróbios acontece de três formas: com inóculo adaptado ao esgoto afluyente, o que possibilita uma partida rápida e satisfatória; com inóculo não adaptado, que necessita de um período de aclimação do lodo e inclui a seleção microbiana; ou sem a utilização de lodo de inóculo, a chamada autoinoculação. Essa última condição é considerada pelos autores a forma mais desfavorável, uma vez que devido à baixa concentração de microrganismos no esgoto doméstico, o tempo de retenção e seleção da massa necessária para que a digestão anaeróbia ocorra com a eficiência esperada é prolongado. Melo (2015) sugere que a autoinoculação com esgoto sanitário pode ser considerada completa por volta de dois a três meses, já Chernicharo (2007) reporta que a autoinoculação pode levar de quatro a seis meses.

Chernicharo (2007) considera que seis principais critérios devem observados antes e durante a partida do reator anaeróbio aplicado ao tratamento de esgoto sanitário: a massa de inóculo para a partida; a carga hidráulica volumétrica; a produção de biogás; a temperatura de operação; a aclimação e seleção da biomassa e os fatores físico-químicos no interior dos reatores.

A massa de lodo a ser inoculada no reator UASB é usualmente calculada em função da AME (atividade metanogênica específica) e da carga orgânica afluyente em termos de DQO (demanda química de oxigênio) (CHERNICHARO, 2007) (Equação 3.1), e é chamada de massa mínima. Já Lobato *et al.*, (2018), sugere que a massa mínima deve ser estabelecida levando-se em consideração a AME e a carga de DQO removida pelo reator UASB, habitualmente considerando-se a eficiência de 70% de remoção de DQO (Equação 3.2). Uma terceira metodologia é defendida por Melo (2015), em que, amparada pelo balanço de massa proposto por Souza (2010), define a massa mínima com base na AME e na carga orgânica afluyente em termos de DQO que pode efetivamente ser convertida a metano, cerca de 43,9% (Equação 3.3). A justificativa para o uso desse último método seria que, a rigor a AME usada no cálculo da massa mínima é dada em função da carga de DQO convertida em metano (kgDQOCH₄).

$$M_{mín} = \frac{CO\ aplicada}{AME} \quad (3.1)$$

$$M_{mín} = \frac{CO\ removida}{AME} \quad (3.2)$$

$$M_{mín} = \frac{CO_{CH_4}}{AME} \quad (3.3)$$

Em que,

$M_{\text{mín}}$: massa mínima de lodo necessária no interior do reator (kg STV);

CO aplicada: carga orgânica aplicada ao reator (kg DQO. d^{-1});

CO removida: carga orgânica aplicada \times 70 % de eficiência do reator (kg DQO. d^{-1});

CO CH_4 : carga orgânica aplicada \times 43,9 % (kg DQO $CH_4.d^{-1}$);

AME: atividade metanogênica específica (kg DQO CH_4 . kg STV $^{-1}.d^{-1}$);

Durante a partida do reator UASB outro fator que deve ser observado é a carga hidráulica volumétrica aplicada. O aumento desse parâmetro proporciona a lavagem do lodo retirando toda a biomassa com características de sedimentação precária e ainda favorece as condições de mistura do reator (CHERNICHARO, 2007). O biogás formado durante o processo de digestão anaeróbia também ajuda na mistura entre o lodo e o substrato no período da partida. No entanto, taxas muito altas de biogás provocam a expansão excessiva da manta de lodo, em direção à zona de decantação, e posteriormente o lodo pode ser carregado junto com o efluente (PIEROTTI, 2007).

Há de se observar também as condições físico-químicas no interior do reator anaeróbio, como a temperatura, o pH, a presença de compostos tóxicos e de nutrientes. Segundo Chernicharo (2007), a temperatura ideal a ser mantida no reator deve ser aquela próxima à faixa mesófila, entre 30 a 35°C. Todavia, em se tratando de esgoto doméstico essa faixa de temperatura não é factível de ser alcançada em ambientes típicos, uma vez que, geralmente a temperatura no interior do reator UASB é condicionada à temperatura ambiente, entre 20 e 26 °C (CAMPOS *et al.*, 2004; CHERNICHARO, 2007). O pH do sistema deve ser mantido preferencialmente na faixa de 6,8 a 7,2. Os compostos tóxicos aos microrganismos devem estar abaixo de concentrações que inibam o crescimento e a atividade microbiana, e os nutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes) presentes em quantidades suficientes para permitir seu crescimento (CHERNICHARO, 2007).

Van Haadel & Lettinga (1994) estabelecem que o período da partida é o tempo necessário para a obtenção de um efluente que apresente características constantes em termos de concentração de matéria orgânica e de sólidos. Além disso, o lodo deve apresentar valores de concentração e de atividade invariáveis com o tempo. Entretanto, para Oliva (1997), do ponto de vista prático, obter características estáveis no lodo é improvável, e considerou que a partida

se finda quando o efluente passa a apresentar somente concentração constante de matéria orgânica.

Melo (2015) indica que o período de partida pode ser determinado em função da estabilidade de produção de biogás no reator UASB. Em seu estudo a pesquisadora definiu que a autoinoculação se mostrou completa quando se atingiu produções estáveis de biogás, tanto em termos quantitativos quanto em termos da composição típica do biogás (68% v/v metano).

3.3 Granulação

3.3.1 Características Gerais do Lodo Granular

O lodo gerado no processo de tratamento do esgoto depende de alguma forma de retenção para permanecer no interior do reator. Podem-se citar três formas de imobilização da biomassa: adesão, em que os microrganismos formam um biofilme aderido a estruturas fixas (meio suporte); a floculação, que é a formação de microestruturas floculadas mais densas do que o meio líquido; e a granulação, que é caracterizada pela presença de grânulos (CHERNICHARO, 2007).

Especificamente, a retenção por granulação pode ocorrer por diversos fatores enumerados por Chernicharo (2007):

- Características do substrato (concentração e composição – geralmente, efluentes ricos em carboidratos e ácidos voláteis);
- Condições ambientais ideais para o crescimento das arqueias metanogênicas;
- Velocidade ascensional do esgoto;
- A compressão gravitacional das partículas de lodo e a taxa superficial de liberação de biogás.

Usualmente, os grânulos anaeróbios têm diâmetros de 0,3 a 7 mm e alta atividade metanogênica específica (AME) (HULSHOFF POL, 1989; JEONG *et al.*, 2005; PUSPENDU & GHANGREKAR, 2007). E, a formação desses grânulos proporciona algumas vantagens como:

- A não utilização de meio suporte inerte, que propicia um aproveitamento máximo do volume reacional do reator (CHERNICHARO, 2007);

- Maior tempo de retenção de sólidos no reator, devido à alta propriedade de sedimentação (CHERNICHARO, 2007);
- A possibilidade de aplicação de elevadas cargas orgânicas e elevadas velocidades de fluxo, que conferem excelentes condições de mistura no reator (CHERNICHARO, 2007);
- A forma esférica proporciona máxima relação microrganismo/volume (CHERNICHARO, 2007);
- Os microrganismos apresentam-se densamente agrupados (CHERNICHARO, 2007);
- Resistência às cargas tóxicas (ar, toxinas, amônia, redução de pH), devido às camadas sobrepostas de biofilme, que protegem os microrganismos metanogênicos no interior do grânulo (JIAN & SHI-YI, 1993);
- Associações sintróficas favorecem a degradação do substrato devido menor a distâncias entre os parceiros microbianos (produtores e consumidores) (BATSTONE *et al.* 1996).

As densas partículas de lodo granular anaeróbios podem ser entendidas como uma combinação complexa e simbiótica de microrganismos anaeróbios que trabalham juntos na digestão anaeróbia (MCCARTY, 2001). Um grânulo típico pode ter milhões de microorganismos por grama de massa. Segundo McHugh *et al.* (2003) as relações competitivas e cooperativas entre os microrganismos componentes de cada grânulo forma um ecossistema microbiano único contidos em poucos milímetros.

A composição química da fração inorgânica, o tamanho e a composição microbiológica do grânulo anaeróbio podem variar conforme a complexidade do esgoto, as condições operacionais do processo de tratamento e o mecanismo de formação do grânulo anaeróbio (LIM & KIM, 2014).

O processo de formação do lodo granular ainda não é totalmente conhecido e por vezes contraditório, sobretudo em reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto doméstico (PEREIRA, 2012; AIYUK *et al.*, 2006). Inúmeras teorias tentam explicar os aspectos inerentes à granulação e à distribuição dos microrganismos nos grânulos, e essas teorias podem ser classificadas em três diferentes abordagens: físicas, físico-químicas e

microbiológicas (SCHMIDT & AHRING, 1996; MCHUGH *et al.*, 2003; HULSHOFF POL, LETTINGA & LENS, 2004).

3.3.2 Modelos Físicos de Granulação do Lodo Anaeróbio

Entre os modelos físicos que tentam explicar o fenômeno de granulação está a Teoria da Pressão Seletiva, que propõe que mecanismos físicos aplicados continuamente sejam os agentes de seleção da biomassa granular. Assim, partindo-se de um lodo flocculento, podem-se realizar manobras na operação do reator UASB que provocam turbulência no sistema, como por exemplo, o aumento da velocidade ascensional e o aumento da taxa de liberação de gases, para assim, se obter o lodo granular. Durante a seleção, as partículas menos densas são ascendidas (processo de lavagem ou *washout*), enquanto as partículas mais densas se sedimentam. Segundo Hulshoff Pol (1989), a velocidade ascensional no limite de 10 m.h^{-1} é a maior causa da granulação, na pressão seletiva.

Segundo Liu & Tay (2004) a relação entre o diâmetro e a altura (D/A) do reator influencia na hidrodinâmica do sistema e, por conseguinte, na granulação. Para os autores, em reatores de colunas, como os reatores UASB, o fluxo de ar e de líquido criam linhas de fluxo relativamente homogêneas, circulares e também pequenos vórtices, fazendo com que os agregados de microrganismos sejam constantemente sujeitos ao atrito entre si. A elevada relação D/A induz um fluxo de trajetória circular alongada que propicia um atrito mais efetivo entre os grânulos para a agregação.

Guiot, Arcand & Chavarie (1992) estudaram o efeito da velocidade ascensional no aumento do tamanho dos grânulos de um lodo previamente granulado. Foi utilizado um reator UASB de 13 litros operando em regime de vazão constante e alimentado com esgoto sintético ($4000 \text{ mg DQO.L}^{-1}$). Os pesquisadores encontraram um aumento progressivo no diâmetro dos grânulos (de 0,9 para 1,5 mm) em função do aumento da velocidade ascensional (de 0 para 7 m.h^{-1}).

A granulação devido à pressão seletiva também foi observada por Chunjuan & An (2010) em reatores anaeróbios de leito granular expandido (*EGSB - Expanded Granular Sludge Bed*) no tratamento de efluente sanitário com $382 \text{ mg DQO.L}^{-1}$. Os reatores foram inoculados com lodo de digestores e operados com velocidade ascensional de $2,7 \text{ m.h}^{-1}$ e TDH de 1,2 a 1,5 horas e a eficiência de remoção de DQO variou entre 40 a 60%.

Já Noyola e Moreno (1994), que relataram o efeito da pressão seletiva no processo de granulação em um reator UASB de 600 litros tratando efluente anaeróbio (250 mg DQO.L⁻¹) inoculado com lodo ativado previamente granulado, noticiaram que o aumento sucessivo da velocidade ascensional de 10 para 50 m.h⁻¹ não aumentou significativamente o tamanho dos grânulos, que permaneceram entre 1, 5 e 1,7 mm.

Outra teoria relacionada ao modelo físico de granulação é a Teoria de Crescimento Aderido em um Meio Suporte Inerte. Nessa proposição o grânulo se forma a partir de um núcleo composto por material inerte, em que, após o contato, os microrganismos irão se fixar pelo processo de adesão. Assim, de acordo com a teoria podem-se adicionar no reator partículas de materiais inertes, como por exemplo, carvão ativado ou zeólita que servirão de material suporte para a adesão e promoção da granulação do lodo. Importante notar que, o material inerte deve ter densidade parecida com a da biomassa, para que ele não se acumule no fundo (como a areia) e nem flote, sendo carregado com o efluente (HULSHOFF POL *et al.*, 1983).

Nos despejos domésticos, devido à grande concentração de sólidos suspensos, esses núcleos podem se formar sem a necessidade de adição de material inerte. Assim, para esse tipo de efluente não se pode dizer que a ausência de núcleos seja um fator limitante para o processo de granulação. No entanto, para que o contato entre o material inerte e os microrganismos ocorra são necessárias condições hidrodinâmicas favoráveis (agitação), podendo ser essa a condição que limita a granulação em UASB tratando esgoto sanitário (PEREIRA, 2012).

3.3.3 Modelos Físico-Químicos de Granulação do Lodo Anaeróbio

A Teoria das Ligações Iônicas de cátions polivalentes baseia-se na redução da repulsão eletrostática entre as partículas de lodo, por meio, da inserção de cátions polivalentes (como por exemplo, Ca²⁺, Fe²⁺, Fe³⁺ e Mg²⁺) na massa microbiana (LIU, TAY& J-H, 2003).

Apesar dos cátions bivalentes de cálcio favorecerem a agregação microbiana para a formação do floco, é reportado na literatura que a adição de cálcio na concentração de 80 a 300 mg.L⁻¹ aumenta a taxa de granulação do lodo, ao passo que, concentrações maiores que 500 mg.L⁻¹ podem promover a precipitação e acumulação de CaCO₃ nos grânulos, o que causa redução de sua atividade (LIU, TAY& J-H, 2003).

Corroborando com Liu, Tay & J-H (2003), Wang *et al.* (2018) relataram em seu estudo, no qual foi utilizado efluente da indústria de papel e celulose, que concentrações de cálcio no afluente acima de 4000 mg.L⁻¹ proporcionaram as menores taxas de degradação da matéria

orgânica, ao passo que, a concentração de Ca^{2+} em torno de 120 mg.L^{-1} resultou na máxima atividade do lodo anaeróbio.

No caso do esgoto sanitário, que possui concentração baixa dos íons bi e trivalentes de interesse na granulação ($\text{Ca}^{2+} < 40 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{Mg}^{2+} < 10 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{Fe}^{3+} < 1,0 \text{ mg.L}^{-1}$; WHO, 1997), a teoria da ligação iônica não se sustenta. No entanto, apesar de isoladamente esses cátions não conferirem ao grânulo a diminuição da repulsão eletrostática, não se pode descartar a possibilidade de que agindo conjuntamente esses íons sejam capazes de promover a redução das forças eletrostáticas entre as partículas do lodo, mesmo que em pequenas quantidades (PEREIRA, 2012).

Também relacionada aos modelos físico-químicos, a Teoria da Adesão por EPS sugere que as substâncias poliméricas extracelulares ou os “EPS” (*extracellular polymeric substances*) conferem adesão e coesão aos microrganismos, tendo um importante papel na formação e na estruturação da matriz do grânulo (PEREIRA, 2012). Para Liu, Tay & J-H (2003) o provável papel dos EPS é o de alterar a carga superficial das células bacterianas, promovendo a neutralização e sua consequente imobilização devido à redução das forças de repulsão entre os microrganismos, mecanismo semelhante ao da teoria das ligações iônicas de cátions polivalentes.

Torres *et al.* (2018) reportou, em seu estudo de tratamento de esgoto contaminado com solventes orgânicos ($3400 \text{ mg DQO.L}^{-1}$), que o aumento das concentrações de EPS nos reatores estudados implicou em maiores taxas de formação e tamanhos de grânulos. Nesse trabalho, os autores trabalharam com três reatores UASB inoculados com lodo floculento proveniente de um reator UASB aplicado ao tratamento de efluente doméstico.

Utilizando-se um reator UASB de 400 litros tratando esgoto doméstico ($390 \text{ mg DQO.L}^{-1}$), Procópio (2003) encontrou um incremento no tamanho dos grânulos do lodo ao modificar a concentração dos polímeros extra-celulares no afluente, mantendo as mesmas condições hidráulicas. A pesquisadora promoveu o aumento das concentrações médias de carboidratos e proteínas no esgoto afluente e noticiou o aumento de partículas com dimensões entre 0,71 e 2,38 mm e acima de 2,38 mm nos pontos mais baixos do reator UASB.

Outro processo de formação de grânulos anaeróbios é a adição de coagulantes. Nessa técnica a granulação é obtida por meio do uso de polímeros naturais ou sintéticos, que, basicamente

têm duas funções: i) imobilizar o lodo anaeróbio por meio da adsorção e ii) neutralizar as cargas ou reforçar as forças de atração já existentes no meio (LIU, & TAY, J-H, 2003).

Kalogo *et al.* (2001) demonstraram a ocorrência da granulação do lodo em um reator UASB (2,3 litros) aplicado ao tratamento de efluente sanitário (320 mg DQO.L⁻¹) pela adição do polímero natural extraído de sementes de moringa (*Moringa oleífera*).

3.3.4 Modelos Microbiológicos de Granulação do Lodo Anaeróbio

As teorias microbiológicas de granulação são baseadas principalmente nas características de determinados microrganismos e nas condições ideais do meio para que eles se desenvolvam. Tais condições envolvem grandes concentrações de substrato de alta energia, condições hidrodinâmicas específicas (fluxo pistonado), presença de íons que elevam o pH do meio e ainda concentrações específicas de sólidos suspensos no afluente (HULSHOFF POL, LETTINGA & LENS, 2004; PEREIRA, 2012).

No entanto, os efluentes sanitários são geralmente mais diluídos do que os efluentes industriais, o pH é próximo da neutralidade e ainda, o fluxo nos reatores UASB aproximam-se do modelo de mistura completa. Assim, a maioria das teorias de granulação microbiológicas apresentadas por Hulshoff Pol, Lettinga & Lens (2004) e McHugh (2003) têm pouca influência na formação dos grânulos de um reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto doméstico (PEREIRA, 2012). As duas teorias mais prováveis de serem aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico, pois levam em consideração as particularidades supracitadas, são o modelo das Múltiplas Camadas e o modelo de Formação de Microcolôniasintrólicas.

No modelo das Múltiplas Camadas, segundo Harmsen *et al.* (1996), Guiot *et al.* (1992) e Lens *et al.* (1993), os microrganismos no grânulo são organizados em camadas. Segundo o modelo, o núcleo é composto pelas acetoclásticas metanogênicas (*Methanosaeta*), circundadas por uma camada de bactérias acidogênicas produtoras de hidrogênio e das metanogênicas que consomem hidrogênio e, por fim, uma camada mais externa composta pelas acidogênicas (*Methanosarcinas*) e pelas redutoras de sulfato, que hidrolisam e acidificam a matéria orgânica complexa.

Vanderhaegen *et al.* (1992) sustentam a teoria da múltiplas camadas, e acreditam também que os microrganismos acidogênicos têm um importante papel no fenômeno de granulação, uma vez que são responsáveis pela produção dos EPS para adesão microbiana e a granulação.

Macleod, Guiot & Costerton (1990) encontraram três camadas de microrganismos sobrepostas nas amostras de lodo granular analisadas provenientes de um UASB que tratava um efluente composto por soro de leite. A porção mais externa do grânulo continha microrganismos em forma de cocos, a segunda camada era composta por organismos em forma de bastonetes e na porção mais interna do grânulo observou-se a presença de microrganismos em forma de hastes com a extremidade plana.

Diferente dos outros dois pesquisadores, Del Nery (2008) não encontrou um padrão de distribuição e morfologia dos microrganismos em uma amostra de lodo proveniente de um reator UASB tratando efluente industrial (2500 mg DQO.L⁻¹). Essa constatação pode estar associada ao modelo da formação de microcolônias sintróficas, em que, a formação de microcolônias, e o conseqüente sucesso da granulação, é decorrente do perfeito equilíbrio entre cada uma das etapas da digestão anaeróbia. Nessa relação sintrófica a agregação é dada pela necessidade dos microrganismos estarem próximos daqueles que vão fornecer o seu substrato e que consomem seus produtos metabólicos (LIU, TAY & J-H, 2003).

3.3.5 A Granulação do Lodo Anaeróbio em Reatores UASB Tratando Esgoto Sanitário

A Tabela 1 apresenta um resumo das pesquisas encontradas com utilização do lodo granular como inóculo aplicado ao tratamento de esgoto doméstico nos últimos 15 anos. Ainda são poucos os estudos que se prestam a investigar a inoculação de lodo granular aplicado ao tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB, para além da escala de demonstração.

Tabela 1-Pesquisas recentes sobre inoculação de lodo granular evidenciando o volume do reator anaeróbio utilizado

Esgoto	T (°C)	Vol. reator (L)	TDH (h)	Carga orgânica (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	DQO afl (mg.L ⁻¹)	Ef. rem DQO (%)	Referência
Sanitário	25	21,5	5	1,6	312	70	Uemuraa & Harada (2000)
Sanitário	13	6,45	6	0,7	270	35	Gomec <i>et al.</i> (2008)
Sintético	25	3,75	8	-	800	86	Sabry (2008)
Sintético	25	10,5	8,4	0,1	500	70	Parsekian (2003)
Sanitário	20-28	2500	3	0,014*	224	80	Owusu-Agyeman <i>et al.</i> (2019)
Sanitário	25	1,3	8	-	485	73	Veronez <i>et al.</i> (2005)

Nota: T: temperatura do efluente; Vol. reator: volume do reator; TDH: tempo de detenção hidráulica; DQO afl: DQO afluente; Ef. rem: eficiência de remoção;
*(mg DQO.L⁻¹.dia⁻¹).gSV⁻¹

Veronez *et al.* (2005) inocularam um reator UASB de 1,3 litros com lodo granular proveniente de outro reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto sintético. Os pesquisadores utilizaram como substrato o esgoto doméstico com valor de DQO de 485 mg.L^{-1} . Aplicando-se TDH de 8 horas encontraram-se eficiências de remoção de DQO de 74%. Sendo noticiado pelos pesquisadores que a inoculação do lodo foi eficiente para a remoção de matéria orgânica durante os 35 dias de experimento.

Corroborando com a conclusão de Veronez *et al.* (2005), Sabry (2008) comparou a inoculação de lodo granular com a de um lodo floculento em um reator UASB de 4 litros e encontrou eficiência de remoção de DQO total de 86% para TDH de 8 horas, sendo a inoculação considerada satisfatória para o processo durante os sete meses de operação do sistema.

Lettinga & Hulshoff Pol (1991) e McHugh *et al.* (2003) relatam que, para efluentes sanitários e outros efluentes que apresentam elevada parcela de sólidos suspensos (fração de DQO particulada elevada) e uma alta eficiência de remoção desses sólidos é requerida, as velocidades ascensionais devem ser moderadas, a fim de evitar o *washout*. Assim, há pouca diferença no uso de um lodo granular ou floculento. Na opinião dos autores, a granulação em reatores UASB tratando esgoto doméstico não apresenta um ganho hidrodinâmico ao sistema, como, por exemplo, redução do TDH (devido ao aumento da vazão), redução do volume dos reatores e melhoria das condições de mistura no reator.

Para Aiyuk *et al.* (2006), a granulação do lodo não se dá facilmente em ambientes com efluentes sanitários pois, a baixa concentração de DQO rapidamente acidificável, tipicamente presente no esgoto sanitário (50 mg.L^{-1} para uma DQO de 500 mg.L^{-1}), é um fator limitante para o crescimento das bactérias acidogênicas, que produzem e excretam os EPS, composto essencial para o sucesso da granulação. E ainda, Liu, Tay & J-H (2003) sugerem que, em efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos, o lodo granular pode sofrer desagregação devido à “competição” pelo uso do EPS pelos microrganismos (granulação) e para a agregação desses sólidos suspensos.

Contradizendo os autores supracitados, Barbosa & Sant'anna Jr. (1989), em um estudo com reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto doméstico, observaram a ocorrência da granulação. O reator foi operado com um TDH de 4 horas e velocidade ascensional da ordem de $1,30 \text{ m.h}^{-1}$. A principal causa da ocorrência desse fenômeno pode estar associada à pressão seletiva exercida no meio em decorrência da velocidade ascensional aplicada, pois reatores UASB tipicamente operam com velocidades entre $0,5$ a $0,7 \text{ m.h}^{-1}$.

Pereira (2012), em seu estudo com dois reatores UASB de 343 litros cada tratando esgoto doméstico e inoculados com lodo floculento, observou o início da granulação após 95 dias de operação dos reatores. Ao atingir o 153º dia operacional, a fração de sólidos maiores que 1 mm aumentou de 20 para 25 %. Essa granulação se deveu ao fato de que os reatores estudados eram compostos de dois estágios de coleta de biogás, que pode ser compreendido por dois separadores trifásicos fixados em diferentes alturas dentro do reator UASB. Assim, a hidrodinâmica do reator foi alterada e o mecanismo físico de seleção foi o provável responsável pela granulação da biomassa.

Em suma, a granulação e a manutenção do lodo granular em reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário dependem de certas condições que vão desde a seleção e inoculação da biomassa, até as condições operacionais do sistema. Assim, é provável que um conjunto de fatores seja o responsável pela granulação em reatores UASB tratando esgoto sanitário. Os fatores mais comuns relatados na bibliografia são: a alteração da hidrodinâmica do sistema; o aumento da concentração de EPS e de outras substâncias químicas que alteram a carga superficial dos grânulos; e o crescimento de microrganismos capazes de promover a granulação.

O processo mais corriqueiro aplicado em ETEs para a obtenção do lodo granular é a conversão do lodo floculento em lodo granular, seja por meio da adição de substâncias químicas, seja por meios físicos de seleção. Todavia, esse é um processo lento, uma vez que, além do tempo de partida, é necessário um tempo adicional para que a granulação de fato ocorra. Além disso, o monitoramento sistemático das condições do reator UASB é essencial para que a granulação seja exitosa. Nesse contexto, reforça-se a necessidade de estudos que avaliem a partida de reatores inoculados com lodo granular, bem como o monitoramento regular do leito e da manta de lodo de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto doméstico.

3.4 Controle de Sólidos em Reatores UASB

O adequado funcionamento de um sistema de tratamento de esgoto, de acordo com Chernicharo (2007), é alcançado quando o projeto é corretamente concebido, suficientemente detalhado, bem implantado e bem operado. Assim, após o período de inoculação uma fase importante é o controle operacional, que consiste no monitoramento de parâmetros que expressam a eficiência do tratamento do esgoto.

Durante a operação do reator UASB, segundo Almeida *et al.* (2018), a falta de descarte de lodo pode resultar na perda excessiva de sólidos com o efluente anaeróbio, comprometendo o desempenho do reator. Os efeitos mais comuns do descarte ineficiente são o aumento da matéria orgânica no efluente e o acúmulo indesejado de lodo nas etapas posteriores. Ainda, de acordo com Almeida *et al.* (2018), as duas principais razões para o descarte ineficiente de lodo são o dimensionamento inadequado da unidade de desaguamento do material descartado e a falta de protocolos sistematizados de descartes.

Visando a flexibilidade operacional, a massa ideal de lodo a ser preservada no reator UASB deve ser aquela compreendida entre a massa mínima e a massa máxima (CHERNICHARO, 2007). A massa mínima é calculada com base na carga orgânica e na AME do lodo e, pode ser entendida como a quantidade mínima de biomassa necessária para a digestão anaeróbia da carga orgânica removida pelo reator (LOBATO *et al.*, 2018), conforme explicado no item 3.2. Já a massa máxima, é estimada por meio da análise da série histórica de concentração de sólidos no efluente do reator, bem como do monitoramento do perfil de sólidos no compartimento de digestão. Para essa determinação, verifica-se o momento do aumento pronunciado da concentração de sólidos totais no efluente, decorrente do desprendimento de lodo, então, faz-se a análise do perfil de sólidos no reator UASB para se definir assim, a massa de lodo presente no reator, sendo essa a massa máxima.

Em termos práticos, quando não se conhece a série histórica de dados de concentração de sólidos no reator para a definição da massa máxima, pode-se definir que no ponto mais alto de amostragem de lodo (imediatamente antes do defletor) a concentração de sólidos deva permanecer abaixo de 0,5% (LOBATO *et al.*, 2018). Salienta-se que, a determinação da concentração de sólidos no ponto de amostragem mais alto do compartimento de digestão não é mandatória para o descarte imediato de lodo, uma vez que necessitam-se de informações adicionais para o correto descarte, como a análise de AME, a determinação do perfil de lodo e da massa de sólidos no reator.

Assim, a amostragem e a análise sistemática de lodo nos pontos mais elevados do compartimento de digestão são de particular interesse na definição de rotinas adequadas de descarte de lodo. Para tanto, a ETE deve dispor de estrutura laboratorial e corpo técnico adequados, além de um planejamento de amostragem e análise (LOBATO *et al.*, 2018). No entanto, nem sempre as ETEs contam com o apoio de tais estruturas. Ademais, muitos reatores não apresentam pontos de amostragem nos locais estratégicos para a correta

amostragem de lodo. Nesse contexto, a automação do controle das unidades ganha destaque, uma vez que fornecem respostas rápidas e precisas sem a necessidade de técnicos altamente especializados para a manutenção e operação do sistema.

A automatização no controle de plantas de sistemas de tratamento de esgoto aumenta a robustez do processo de tratamento do efluente, aumenta a qualidade de operação, promove economia a médio e longo prazo e, ainda, garante a estabilidade operacional da planta (LIRA, 2001). Por outro lado, a falta de controle adequado dos equipamentos, o alto custo associados ao sistema, a carência de profissionais qualificados que dominem tanto as áreas de tecnologia de informação quanto à área de aplicação da automatização podem ser os fatores limitantes desse processo (ZÜGE, 2014).

3.5 Automatização do Controle de Sólidos no Reator UASB

3.5.1 Sensores para a Medida da Concentração de Sólidos

Muitas técnicas são utilizadas para medir a concentração de sólido no meio líquido: absorção de raios X ou γ , anemometria laser Doppler, métodos acústicos, sondas de capacitância, dentre outros (XU, *et al.*, 2013). Entre os métodos não invasivos e não destrutivos mais utilizados para medição de sólidos na massa líquida estão os métodos ópticos e os ultrassônicos (ZOUL *et al.*, 2014).

O método óptico de medição da concentração de sólidos baseia-se na atenuação da intensidade de luz no meio rico em partículas sólidas (SOONG, 1997). O sensor óptico é conhecido por ter boa precisão na medida, fornecer resultados em tempo real, ser compacto, ter boa resistência à corrosão, ao calor e a choques mecânicos (XU *et al.*, 2013). No entanto, em suspensões com grandes concentrações de sólidos os múltiplos espalhamentos causados pelas partículas em suspensão limitam a quantidade de luz recebida pelo detector, podendo causar graves erros de medição (LAWLER, 2005).

Os sensores ópticos fabricados comercialmente apresentam faixa de detecção de concentração de sólidos que podem variar de 0 a 400 g.L⁻¹, faixa de trabalho de temperatura de -10 a 60°C, permitem o armazenamento de dados e podem ser calibrados *in situ* ou apresentar curva de calibração de fábrica.

Já os sensores ultrassônicos são aqueles que utilizam ondas sonoras de alta frequência (acima de 20 kHz), por exemplo, para determinar o tamanho, a direção, a localização de objetos de

densidade maior do que o meio onde está e promover a cavitação de líquidos (POWLES, 2018). O sinal ultrassônico é capaz de penetrar tubos, paredes de câmaras, se propagar através de fluidos opacos ou com materiais particulados, e ainda podem percorrer longas distâncias sob uma extensa faixa de condições sem se degradar, sem degradar o meio de propagação e ser monitorado online e *in loco* (TANAHASHI, 2010).

Os sensores de ultrassom utilizados na navegação são os sonares (*Sound Navigation and Ranging*). Esses aparelhos são compostos por um transdutor que é constituído de um transmissor e um receptor. E, para que seja possível a interpretação do sinal ultrassônico um amplificador e um osciloscópio são conectados ao sistema.

De modo simplificado, um pulso elétrico é convertido em ondas sonoras pelo transmissor e enviadas para a água. Quando essas ondas sonoras encontram um obstáculo a onda pode ser refletida, absorvida ou espalhada. Os pulsos que foram refletidos ou não absorvidos são captados pelo receptor e convertidos em sinais elétricos. Esses pulsos elétricos são amplificados e filtrados pelo amplificador e enviados para um osciloscópio e por fim a um display. Assim, é possível estimar os principais parâmetros acústicos necessários para a análise do sinal em sistemas multifásicos, que são a atenuação da onda, o tempo de trânsito da onda e o coeficiente de reflexão (PÉTRIER, 2015). Em uma solução rica em partículas sólidas, por exemplo, esses fenômenos ocorrem de forma combinada e a intensidade depende da concentração e do tamanho das fases dispersas na solução (sólidos, bolhas ou gotas de óleo) (PÉTRIER, 2015).

Segundo Cheeke (2012) e Pétrier (2015) a atenuação da onda sonora pode ser medida por meio da determinação da amplitude do sinal transmitido e do sinal recebido. Para esse parâmetro devem-se considerar as perdas de transmissão e os efeitos da difração. A atenuação representa o efeito combinado de absorção e espalhamento, em que, absorção refere-se à conversão de energia acústica em calor devido à viscosidade do meio e, o espalhamento refere-se à movimentação de energia acústica em outras direções devido a não homogeneidades no meio. O tempo de viagem se é o lapso de tempo entre a transmissão e o recebimento do pulso ultrassônico. Esse parâmetro é geralmente utilizado na determinação do tamanho de objetos, no qual, sabendo-se a velocidade da onda ultrassônica no meio, a espessura do objeto é dada pela diferença de tempo entre o eco (onda ultrassônica refletida) da superfície frontal e o eco da superfície traseira. Por fim, o coeficiente de reflexão permite o

cálculo, em teoria, da intensidade da reflexão de um sinal transmitido de acordo com a impedância acústica do meio.

Os sensores ultrassônicos podem ter dois modos de operação, a transmissão direta e o pulso-eco. Na transmissão direta o transmissor é posicionado do lado oposto ao receptor e o material a ser analisado é posto entre esses dois componentes (Figura 3-1). Dessa forma, uma onda produzida no transmissor pode sofrer atenuação ao passar pelo material de análise e ser captada no receptor (CHEEKE, 2012).

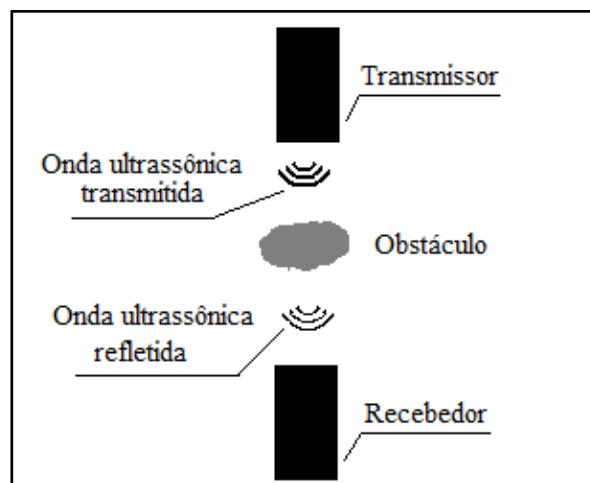


Figura 3-1-Desenho esquemático de um sensor ultrassônico no modo de operação transmissão direta.

Já o modo pulso-eco é aquele no qual o transmissor e o receptor encontram-se juntos. Assim, a onda ultrassônica detectada pelo receptor é fruto do eco da onda transmitida devido à reflexão da onda quando encontra uma barreira física (Figura 3-1) (CHEEKE, 2012).

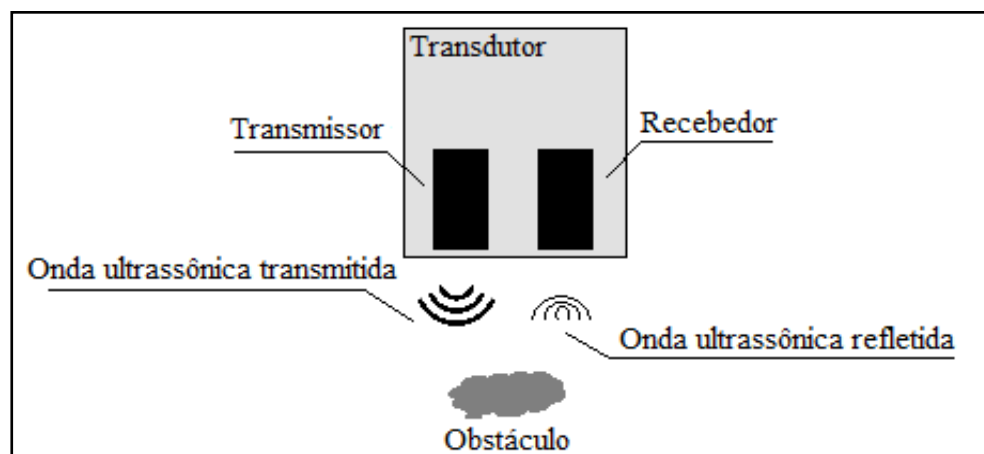


Figura 3-2-Desenho esquemático de um sensor ultrassônico no modo de operação pulso-eco.

3.5.2 Sensores Ultrassônicos para o Monitoramento da Concentração de Sólidos Suspensos

O sucesso dos aparelhos de medição de concentração sólido na massa líquida depende de uma rotina correta de medição, haja vista todas as condicionantes associadas ao meio onde o sensor está inserido que podem alterar substancialmente o resultado da medida (TEIXEIRA, 2019). Yan (1996) e Teixeira (2019) relatam que as principais fontes físicas de erros nas medições são decorrentes do posicionamento incorreto do medidor (ou sensor), do fluxo de sólidos não homogêneos no meio líquido, do alto gradiente de velocidade do meio e da variação do diâmetro das partículas.

A distribuição não homogênea de sólidos em uma seção de controle está associada à velocidade de escoamento irregular e às propriedades de adesão e coesão dos grânulos do material em suspensão que, juntos podem criar padrões de movimentação de massas (YAN, 1996). Esses padrões de movimentação podem aumentar ou diminuir a atenuação das ondas ultrassônicas para além do que seria esperado (YAN, 1996). Por isso, segundo Slight (1991) e Yan (1996) o monitoramento da concentração de sólidos pode ser alterado pelo ambiente turbulento criada pelo fluxo de gás e de sólidos.

Cruz *et al.* (2016) em um experimento que avaliou a hidrodinâmica de um reator UASB com capacidade de 160 litros e TDH de 10 horas constataram a presença de zonas mortas correspondentes a 3% do volume total e a conseqüente variação na velocidade de fluxo de modo não regular ao longo do reator. Iliuta *et al.* (1998) e Peña, Mara & Avella (2006) afirmam que essas variações de fluxo podem ser devidas às interações entre o gás, o líquido e os sólidos. Segundo os autores as taxas de fluxo de biogás com baixas velocidades de ascensionais ($< 30 \text{ m.h}^{-1}$), afetam a dispersão e, portanto a intensidade da mistura.

Apesar das inúmeras vantagens da aplicação do sensor ultrassônico para a medida da concentração de sólidos, o sinal ultrassônico, em ambientes ricos em partículas de natureza e formas irregulares, como no caso de reatores UASB, pode fornecer valores de concentração de partículas não representativas da realidade. Para tanto, são necessários ajustes no algoritmo de análise dos dados de atenuação ultrassônico. Stolojanu & Prakash (2000) em sua pesquisa utilizaram um reator cilíndrico de 4 litros, partículas de vidro como material em suspensão, um transdutor e um receptor acoplado no corpo do reator. Os pesquisadores reportaram que a atenuação do sinal de ultrassom aumentou de acordo com o aumento do tamanho e

concentração das partículas. A taxa de aumento, por sua vez, variou de acordo com o tamanho da partícula, sendo mais alta para partículas maiores.

Richards *et al.* (2002) relataram que os sonares utilizados em áreas costeiras, que são ambientes ricos em partículas de tamanhos e natureza muito variados, sofrem com a variação da atenuação das ondas ultrassônicas devido a absorção e dispersão viscos-inerciais pelas partículas. Esse fator é parcialmente responsável pela variabilidade observada no desempenho de sonares de alta frequência em ambientes litorâneos. Abda *et al.* (2009) observaram o mesmo efeito, em dias chuvosos, em um sensor ultrassônico aplicado à determinação de sólidos suspensos em esgoto sanitário. Devido à grande variedade de natureza e tamanho de partículas carregadas pelos eventos de chuva, uma correção na análise de atenuação do sinal ultrassônico deve ser considerada a fim de minimizar as imprecisões ao longo do processo de monitoramento.

Bamberger e Greenwood (2004) relataram o desenvolvimento de um sensor ultrassônico online para medir a densidade de soluções em tubulações por meio da atenuação das ondas sonoras no meio líquido. O transdutor (emissor das ondas sonoras) foi acoplado à parede do tubo de inox por onde passava a solução rica em sólidos. Foi encontrado que, para soluções com concentração de sólidos inferior ou igual a 1%, obtiveram-se uma sensibilidade elevada do sensor estudado ao passo que, em soluções com maiores valores de concentrações de sólidos essa sensibilidade se tornou menor, requerendo assim, uma análise mais criteriosa dos dados.

A amplitude e a velocidade da onda no meio são as propriedades mais analisadas para a identificação da concentração de sólidos, de acordo com a literatura consultada, como pode ser constatado pela Tabela 2.

Tabela 2- Pesquisas recentes sobre a aplicação do sensor ultrassônico para a detecção de concentração de partículas sólidas

Modo de operação	Tipo de amostra	Propriedade analisada	Referência
Pulso - eco	Suspensão de magnetita	Amplitude	Carlson <i>et al.</i> (2015)
Pulso - eco	Suspensão de minerais	Velocidade	Stener <i>et al.</i> (2016)
Transmissão direta	Lodo sanitário	Velocidade	Kotzé1 <i>et al.</i> (2014)
Transmissão direta	Suspensão de barita e de calcita	Amplitude	Magalhães <i>et al.</i> (2016)
Transmissão direta	Pérolas de vidro	Amplitude	Soong (1997)
Transmissão direta	Suspensão de poliestireno	Amplitude	Nan, Ming-xu & Xiao-shu (2019)
Transmissão direta	Suspensão de Caulinita	Amplitude	Chen, Freear, Cowell (2007)

A tecnologia de ultrassom aplicada ao monitoramento do crescimento da manta de lodo é uma alternativa promissora, que contribui para a automatização do sistema, fornece respostas rápidas sobre o comportamento da biomassa no reator UASB, facilita e reduz os custos de operação do tratamento do esgoto. Contudo, o emprego da tecnologia de ultrassom enfrenta alguns desafios, principalmente relacionados às constantes movimentações de sólidos causados pela hidrodinâmica do reator. Deste modo, faz-se necessário a análise de dados criteriosa e a incorporação de fatores de correção para a solução de eventuais erros analíticos e distorções da realidade.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo é apresentado o aparato experimental utilizado na pesquisa bem como as metodologias de amostragem, análises laboratoriais e estatísticas dos dados obtidos. O presente capítulo foi essencialmente subdividido em duas vertentes relativas aos dois grandes objetivos do trabalho: inoculação de lodo granular e controle da manta de lodo no reator UASB.

4.1 Etapas da Pesquisa

Diante dos aspectos relevantes a serem investigados em relação à inoculação e ao controle de sólidos foram previstas as seguintes etapas, que ocorreram progressivamente:

- 1) Avaliação da inoculação do reator com lodo granular anaeróbio (154 dias): Inoculação, monitoramento de desempenho do reator UASB e evolução das características do lodo granular;
- 2) Controle de sólidos no reator UASB (245 dias): Monitoramento sistemático do perfil de lodo com a utilização de um sensor ultrassônico e pelo método gravimétrico; e a verificação da qualidade do efluente produzido pelo reator UASB monitorado pelo sensor ultrassônico.

4.2 Área do Estudo

A parte experimental do presente estudo foi conduzida no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS), situado na Estação de Tratamento de Esgoto do Ribeirão Arrudas (ETE Arrudas) na cidade de Belo Horizonte. O reator UASB utilizado era alimentado em regime de vazão constante, com uma alíquota do esgoto bruto afluente à ETE Arrudas, após passar pela etapa de tratamento preliminar composto de grade grossa manual, grade fina mecanizada e desarenador.

4.3 Descrição do Aparato Experimental

O aparato experimental utilizado em ambas as etapas consistiu, basicamente, de um reator UASB dimensionado para um equivalente populacional de aproximadamente 320 habitantes. A Tabela 3 e a Figura 4-1 explicitam as características do reator UASB utilizado.

Tabela 3-Principais características do reator UASB utilizado na pesquisa

Características	Valores
Diâmetro (m)	2,0
Altura útil total (m)	4,5
Volume (m³)	14
Alturas dos pontos de amostragem de lodo (m)	0,05; 0,60; 1,10; 1,60; 2,10

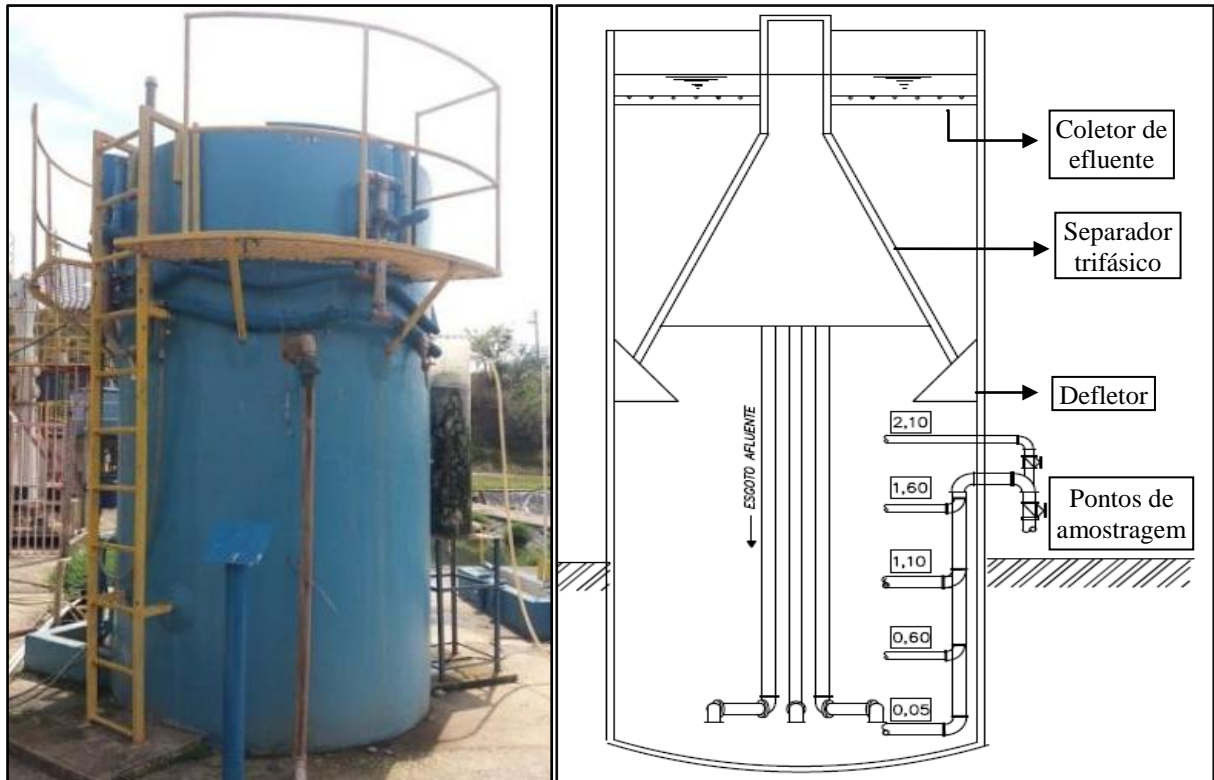


Figura 4-1- Vista do reator UASB escala demonstração (a) e corte evidenciando as alturas dos pontos de amostragem (b).

4.4 Inocula o do Lodo Granular

4.4.1 Origem e Caracteriza o do Lodo Granular Usado no Experimento

O lodo granular anaeróbio utilizado como inóculo foi proveniente do reator UASB de uma estac o de tratamento de efluentes de uma fábrica de refrigerante. As características do lodo de inóculo na origem e após o período de estocagem são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4-Características do lodo granular antes e após a estocagem e inocula o no reator UASB

Parâmetro	Lodo de inóculo na origem	Lodo de inóculo p�s-estocagem
AME (kg DQO _{CH4} .kg STV ⁻¹ .d ⁻¹)	0,10	0,10
ST (%)	8,0	8,4; 3,1 ^a
STV (%)	6,5	7,4; 2,6 ^a
STV/ST	0,82	0,88; 0,83 ^a

NOTA:^aValores determinados a partir de amostras coletadas nos pontos de amostragem localizados a 0,05 e 0,60 m do fundo do reator.

As características do lodo de inóculo na origem foram determinadas com amostras coletadas imediatamente após o lodo chegar ao CePTS, que corresponde ao primeiro dia de estocagem. As características do lodo após a estocagem foram determinadas no sétimo dia de operação do reator UASB, correspondendo ao 62º dia após a chegada do lodo.

Para o cálculo da massa mínima de lodo utilizou-se a equação proposta por Lobato *et al.* (2018). Utilizaram-se para o cálculo o valor da AME do lodo de inóculo na origem (0,10 kg DQO.kg STV⁻¹.d⁻¹), da concentração de DQO total afluyente ao reator UASB utilizado (515 mg.L⁻¹) (mediana calculada com 15 amostras coletadas entre o período de 05/04/2018 e 07/06/2018) e da vazão afluyente média de 37 m³.d⁻¹ (média de projeto do reator). Adotando-se uma eficiência média de 70% para reatores UASB (CHERNICHARO, 2007), a massa mínima necessária para a digestão da carga orgânica afluyente pode ser definida pela Equação 4.1.

$$M_{mínima} = CO\ removida / AME \quad (4.1)$$

Em que:

M mínima: massa mínima de lodo no reator (kg STV);

AME: Atividade metanogênica específica (0,10 kg DQO. kg STV⁻¹.d⁻¹);

CO removida: DQO total 70% de eficiência adotada para o reator UASB (kgDQO.d⁻¹).

A massa mínima de lodo encontrada foi de 133 kg STV. Sendo a concentração de sólidos voláteis no lodo inicialmente (no local de origem) de 6,5%, o volume necessário e transportado foi de 2 m³ de lodo.

4.4.2 Transporte, Estocagem e Inoculação do Reator UASB

O transporte do lodo desde o local de origem até o CePTS, aproximadamente 54 km, foi feito por um caminhão de auto vácuo dotado de bomba de vácuo com mangote de sucção e descarga de 4 polegadas. Esse traslado ocorreu 55 dias antes do momento de sua inoculação, assim, houve a necessidade da estocagem do lodo até que o reator UASB estivesse disponível para o início da pesquisa. A estocagem foi feita dividindo-se igualmente o volume de lodo em duas caixas d'água com capacidade de armazenamento de 5000 litros cada, mantidas à temperatura ambiente (meses de junho e julho de 2018). Tendo em vista o prolongado período de estocagem, foram feitas alimentações semanais com o esgoto bruto afluyente à ETE Arrudas (DQO mediana do período de estocagem: 603 mg.L⁻¹). O volume de esgoto bruto utilizado para a alimentação foi o mesmo volume de lodo presente em cada caixa d'água, aproximadamente 1000 litros.

Findo o período de estocagem, o lodo foi transferido para o reator UASB e iniciada a partida do sistema.

4.4.3 Amostragem e Monitoramento

Realizou-se o planejamento das análises pretendidas de modo que os resultados pudessem propiciar um melhor entendimento do efeito da inoculação do lodo granular no reator UASB estudado. Assim, dividiram-se os experimentos com base na frequência de execução e no tipo de amostra, conforme a Tabela 5.

Tabela 5-Análises laboratoriais, tipo de amostra, metodologias e suas respectivas frequências de execução

Etapa da pesquisa	Análise	Frequência	Tipo de amostra	Amostragem	Referência
	pH e temperatura	1 x por semana	Fase líquida	Afluente e efluente	Sondas multiparamétricas - modelo HACH HQ40D
	DBO, DQO e série de sólidos	1 x por semana	Fase líquida	Afluente e efluente	APHA <i>et al.</i> , 2012
Inoculação de lodo granular	AME	1 x por mês	Fase sólida	-	Abreu & Araújo, 2011
	Perfil de sólidos	1 x a cada 15 dias	Fase sólida	-	APHA <i>et al.</i> , 2012; Chernicharo, 2007
	MEV	1 x por mês	Fase sólida	-	Karnovsky, 1965
	Análise granulométrica	1 x a cada 15 dias	Fase sólida	-	Laguna, 1999

Nota: OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; AME: atividade metanogênica específica; MEV: microscopia eletrônica de varredura.

O programa de monitoramento supracitado foi planejado de forma a se avaliar:

- Condições físicas no interior do reator: realização de análises pH e temperatura no esgoto efluente do reator UASB;
- Características da biomassa no reator anaeróbio: realização de análises de AME, MEV, perfil de sólidos (análise gravimétrica) e análise granulométrica do lodo (atendimento ao objetivo específico 1).

- Eficiência do reator na remoção de matéria orgânica: realização de análises de DBO, DQO, série de sólidos no afluente e efluente do reator UASB (atendimento ao objetivo específico 2);

4.4.3.1 Detalhamento da Amostragem

O controle da vazão do reator UASB foi feito manualmente pelo método direto volumétrico, que se baseia no tempo gasto para que um determinado fluxo de água ocupe um recipiente com volume conhecido. No início de cada dia de amostragem mediu-se a vazão efluente imediatamente após o reator UASB.

As amostras da fase líquida foram obtidas por meio de amostragem simples no período da manhã. O esgoto afluente ao reator foi coletado após sua passagem pelo tratamento preliminar e o esgoto efluente foi coletado após a saída do reator UASB.

O lodo foi coletado nos pontos de amostragem do reator UASB conforme a frequência descrita na Tabela 5, por meio de amostragem simples no período da manhã. As coletas de lodo para as análises de AME se deram na altura de 0,05 m de amostragem do reator UASB.

Determinou-se a distribuição granulométrica do lodo em todos os pontos de amostragem do compartimento de digestão do reator UASB por meio da metodologia proposta por Laguna *et al.* (1999). O procedimento consistiu na quantificação das frações de sólidos retidas em peneiras de aberturas 2,38; 1,65; 0,71; 0,6 e 0,3 mm. O limite de superior (2,38) e inferior foi estabelecido de acordo com a granulometria das próprias amostras de grânulos analisadas.

O teste de AME foi realizado de acordo com a metodologia descrita por Abreu & Araújo (2011), com a utilização do aparelho *Automatic Methane Potential Test System II* (AMPTS II), da marca *Bioprocess*®. A relação alimento microrganismo adotada foi de $0,5\text{gDQO.g.STV}^{-1}$, a concentração de lodo no frasco de reação, $4,3\text{ g.L}^{-1}$ e concentração de acetato de 2 g.L^{-1} , conforme recomendado por Souto *et al.*, 2010. O *headspace* aplicado foi o valor recomendado pela empresa fabricante do aparelho, 40% do volume total do frasco de reação.

As análises de MEV foram realizadas no Centro de Microscopia da UFMG (CM-UFMG) utilizando-se o equipamento Microscópio Eletrônico de Varredura *Field Emission Gun* (FEG) - Quanta 200 (*FEI Company*®). Para tanto, após a coleta do grânulo no reator UASB, a preparação das amostras, baseada no procedimento descrito por Karnovsky (1965), consistiram na imersão dos grânulos de lodo por 24 horas em solução de Karnovsky

modificada (paraformaldeído a 4% e glutaraldeído a 2,5% em tampão fosfato 0,1M, pH 7,2-7,4), procedimento realizado no laboratório de análises físico-químicas do DESA-UFMG. Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao CM-UFMG, onde realizou-se o processamento padrão de preparação da amostra para análise no microscópio eletrônico de varredura: desidratação, secagem ao ponto crítico, metalização e análise das imagens.

4.4.4 Tratamento Estatístico dos Dados de Inoculação do Lodo Granular

Para o tratamento estatístico dos dados, realizou-se a estatística descritiva básica, com os valores de mediana, média, desvio padrão, percentis (10% e 90%), coeficiente de variação e número de dados. Apresentaram-se esses valores em gráficos Box-Whisker, séries temporais e tabelas.

Para se proceder com a comparação dos valores das médias de concentração de DQO filtrada e de SST efluente dos parâmetros estudados entre as duas fases da pesquisa sobre inoculação do lodo granular, analisou-se o ajuste das amostras à distribuição normal. Para tanto, utilizou-se o Teste de Shapiro Wilk ao nível de significância de 95%, uma vez que, o número de observações dos parâmetros foi inferior a 50 (NASCIMENTO *et al.*, 2015).

Os resultados obtidos mostraram que, os valores de DQO filtrada seguiram a distribuição normal, procedendo-se assim, com o teste de t-student para comparação entre médias de duas amostras independentes. Já os dados de SST seguiram a distribuição não-normal, procedendo-se assim, com o teste U de Mann-Whitney de comparação de medianas. Em ambos os testes consideraram-se o nível de confiança de 95% ($\alpha=0,05$).

Todos os testes estatísticos e os gráficos foram realizados no *software Excel 2016*®.

4.5 Utilização do Sensor de Ultrassom

A utilização da tecnologia de ultrassom na detecção de partículas sólidas no reator UASB foi fruto da parceria entre o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETEs Sustentáveis (INCT ETEs Sustentáveis - UFMG) e a *Van Hall Larenstein University of Applied Sciences* (VHL) (*Leeuwarden*-Países Baixos). Pode-se dividir o processo de desenvolvimento do sensor em duas etapas: i) utilização do sensor US em um reator UASB escala de bancada (4 litros) localizado na *Water Application Centre* (WAC) em *Leeuwarden* no período de novembro a fevereiro de 2019 pelos pesquisadores holandeses, conforme descrito por Meursing *et al.*, 2019; ii) experimentos no reator em escala de demonstração que foram feitos pelos pesquisadores da UFMG de março a dezembro de 2019, explicitados nessa dissertação.

O sensor ultrassônico utilizado no experimento é um sonar portátil tipo *Fish Finder* da marca *Lucky Laker*®, modelo FF1108-1 com frequência de 200 kHz. O osciloscópio utilizado para a aquisição do sinal ultrassônico em tempo real da marca *PicoScope*®, modelo 2205 e o *software* usado para a visualização e arquivamento das ondas sonoras é o *PicoSoftware* versão 6.13.6. Os sinais de ultrassom obtidos nos testes foram tratados nos *software* *Octave*® versão 5.1.0.

Para filtrar as frequências indesejáveis e permitir a amplificação do sinal ultrassônico foi conectado entre o sensor e o osciloscópio um amplificador. Foram testados dois amplificadores, a fim de se obter a melhor resolução e tratamento das ondas sonoras. Os dois amplificadores em teste, denominados “Amplificador A” e “Amplificador B”, foram fabricados por pesquisadores da VHL e apresentaram resoluções de amplificação de sinal de 500 mV e 1 V, respectivamente. O Amplificador A foi testado por 28 dias, porém, apresentou problemas técnicos e ficou inoperante, enquanto que o Amplificador B esteve em funcionamento durante todo o tempo da pesquisa (245 dias).

O sensor de ultrassom foi acoplado a um suporte de PVC cilíndrico com 45,3 cm de altura e 10 cm de diâmetro, vazado nas laterais para permitir a livre passagem de fluxo. Na porção inferior do suporte fixou-se uma placa de vidro que funcionou como um obstáculo para que as ondas sonoras fossem refletidas ao transdutor, conforme a

Figura 4-2. Desse modo, a atenuação das ondas sonoras para a possível detecção da concentração de sólidos se deu no espaço compreendido entre a base do sensor e o fundo de vidro do suporte.

O suporte do sensor foi fixado em uma haste de aço inoxidável de modo que o ângulo entre a haste e o suporte de PVC formasse 120° para evitar o acúmulo de lodo no fundo da estrutura de PVC e eventualmente modificar o sinal de ultrassom. O conjunto, por sua vez, foi fixado no separador trifásico do reator UASB e sua altura no reator regulada conforme a posição desejada, de acordo com a Figura 4-3.

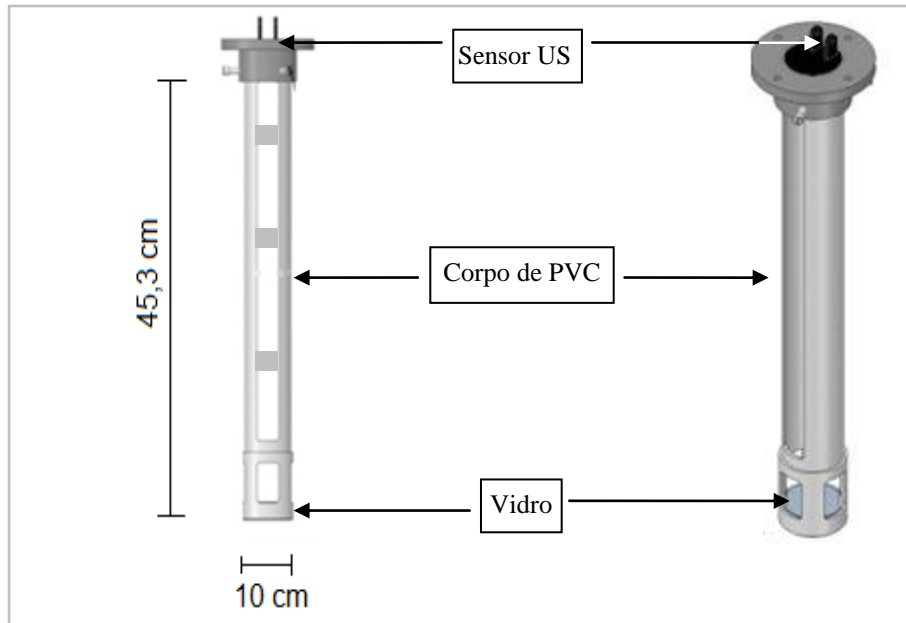


Figura 4-2- Detalhe do suporte de PVC para abrigo do sensor US.

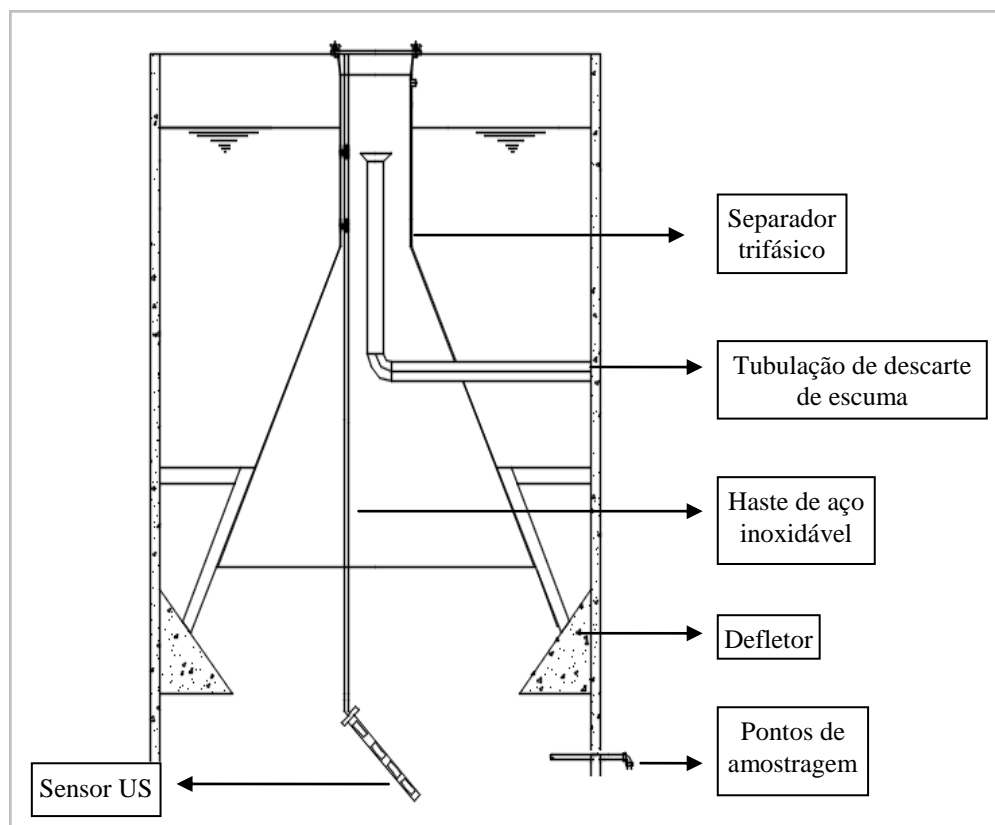


Figura 4-3- Configuração esquemática da instalação do sensor US no interior do reator UASB.

O sensor ultrassônico foi conectado ora no Amplificador A, ora no Amplificador B, que por sua vez, ligou-se ao osciloscópio e a um computador, que permitiu a leitura e o salvamento

em tempo real do sinal de ultrassom emitido, conforme o esquema apresentado na Figura 4-4. Apenas um amplificador era ligado por vez ao sistema.

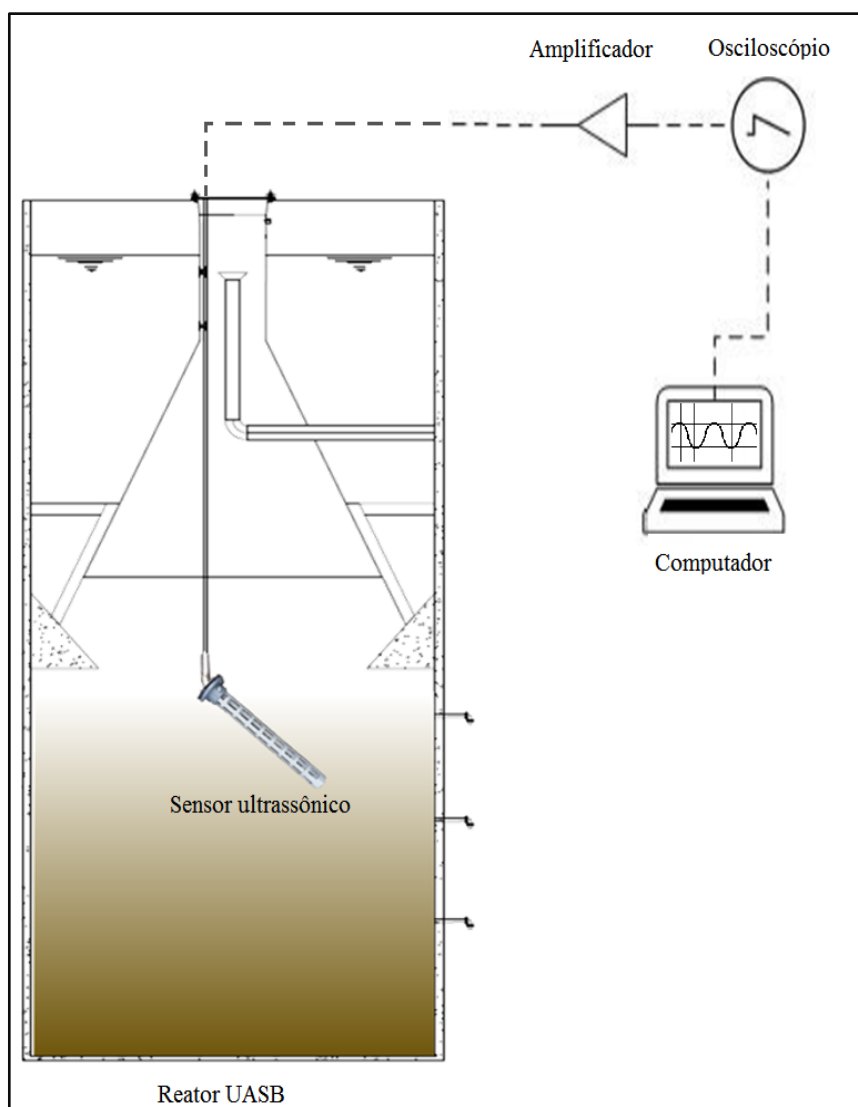


Figura 4-4- Esquema da conexão do computador, do osciloscópio ao sensor ultrassônico instalado no reator UASB estudado.

4.5.1 Amostragem e Monitoramento

O planejamento das análises pretendidas foi feito de modo que os resultados pudessem propiciar um melhor entendimento sobre o monitoramento da concentração de lodo nas porções superiores do compartimento de digestão do reator UASB. Assim, dividiram-se os experimentos com base na frequência de execução e no tipo de amostra, conforme a Tabela 6.

Tabela 6-Análises laboratoriais, tipo de amostra, metodologias e suas respectivas frequências de execução

Etapa da pesquisa	Análise	Frequência	Tipo de amostra	Amostragem	Referência
Utilização do sensor US	Coleta de dados do sensor US	1 x por semana	Fase sólida	-	-
	ST	1 x por semana	Fase sólida	-	APHA <i>et al.</i> , 2012
	SST	1 x por semana	Fase líquida	Efluente	APHA <i>et al.</i> , 2012

O programa de monitoramento supracitado foi planejado de forma a se avaliar:

- Monitoramento do perfil de sólidos: análise dos dados obtidos com o sensor US e comparação com os testes gravimétricos (atendimento ao objetivo específico 3);
- Monitoramento da concentração de sólidos suspensos totais no esgoto efluente ao reator: avaliar o monitoramento do controle de sólidos pelo sensor ultrassônico (atendimento ao objetivo específico 4).

4.5.1.1 Detalhamento da Amostragem

O controle da vazão do reator UASB foi feito da mesma maneira que na etapa anterior, Inoculação de Lodo Granular, manualmente pelo método direto volumétrico, que se baseia no tempo gasto para que um determinado fluxo de água ocupe um recipiente com volume conhecido. No início de cada dia de amostragem mediu-se a vazão efluente imediatamente após o reator UASB.

As amostras da fase líquida foram obtidas por meio de amostragem simples no período da manhã e o esgoto efluente foi coletado após a saída do reator UASB.

O lodo foi coletado nos pontos de amostragem do reator UASB (0,05 m; 0,6 m; 1,1 m; 1,60 m; 2,10m) conforme a frequência descrita na Tabela 6, por meio de amostragem simples no período da manhã.

4.5.2 Tratamento de Dados do Sensor Ultrassônico

A emissão, o recebimento e o armazenamento das ondas ultrassônicas pelo transdutor no sensor se deram com o auxílio do *software Picoscope*®.

Nos pontos de medição requerido, correspondente aos pontos de amostragem do reator UASB, a frequência de 200 Hz era enviada ao sensor, que, iniciava imediatamente o procedimento de emissão e recebimento das ondas ultrassônicas. A cada 160 ms, 32 ondas em forma de senóide eram geradas e armazenadas automaticamente em gráficos, conforme a Figura 4-5. No gráfico, se observa a reflexão interna das ondas no transdutor e as sucessivas reflexões ocasionadas pelo obstáculo de vidro colocado na extremidade inferior do suporte de PVC, chamadas de reflexão de fundo.

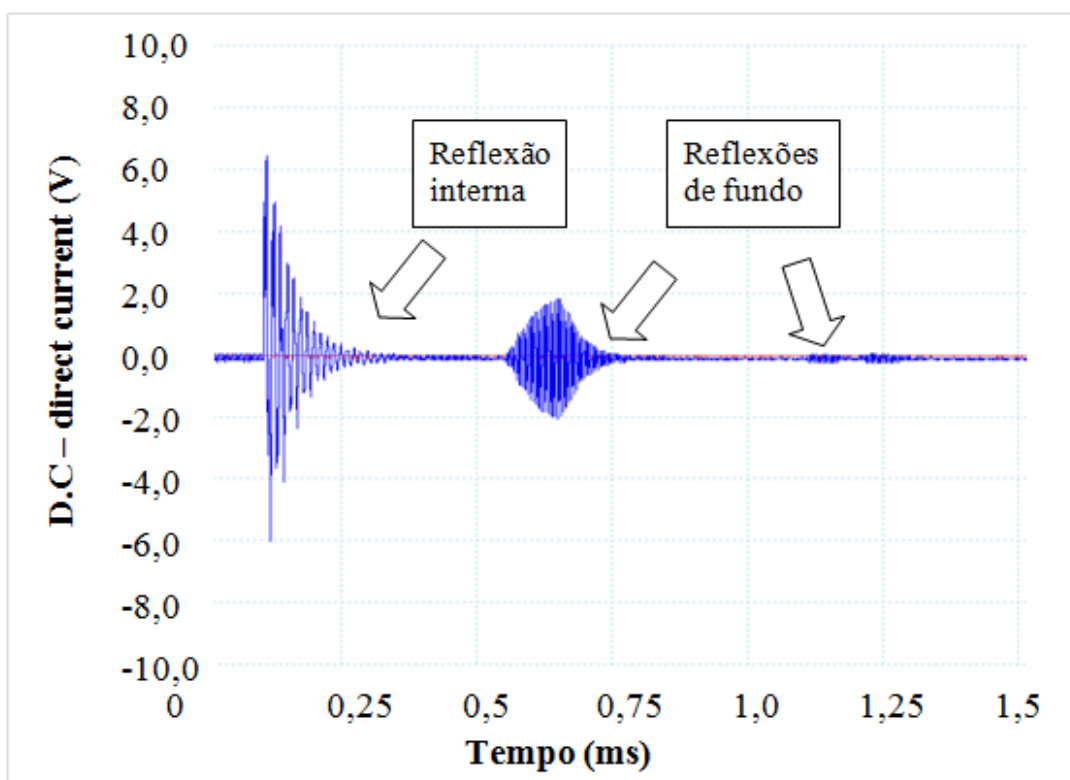


Figura 4-5-Representação gráfica da onda ultrassônica armazenada pelo *software Picoscope*®.

O procedimento de salvamento dos dados supracitado se deu manualmente por 10 vezes de forma sequencial, resultando ao final, 320 imagens das ondas ultrassônicas representadas graficamente. Imediatamente após o download dos dados coletava-se lodo no ponto de

amostragem mais próximo daquele onde a sonda foi posicionada. Repetiu-se o procedimento conforme o número de pontos amostrados.

As alturas amostradas para o perfil vertical de concentração de sólidos foram 1,1, 1,6 e 2,1 m em relação ao fundo do reator UASB. A escolha desses três pontos se deveu em virtude da acurácia de medida do sensor, uma vez que, o limite máximo de detecção de concentração de sólidos totais do aparelho é de 1% e em alturas menores que 1,10 m (0,60 e 0,05 m) a concentração de lodo, conforme o último perfil vertical, explicitado no capítulo 5.2.1 “Evolução do Lodo Granular”, se encontravam acima desse valor.

As imagens das ondas ultrassônicas obtidas foram interpretadas com o auxílio de uma rotina de programação desenvolvida no *software Octave*. O método de análise baseou-se na atenuação das ondas ultrassônicas causada pelos sólidos em suspensão em um fluido. A rotina de programação estabelecida consistiu das seguintes etapas, conforme a Figura 4-6: i) carregamento dos 320 dados gerados na altura de amostragem escolhida; ii) corte da imagem, para análise somente da primeira reflexão de fundo; iii) ajuste dos valores para análise do valor eficaz (RMS) da senóide iii) acumulação dos valores de amplitude de cada ciclo; iv) obtenção do valor da área do gráfico sob a curva; v) cálculo da estatística descritiva (mediana, média, mínimos e máximos) da área sob a curva dos 320 gráficos analisados e v) associação do valor da área ao valor da concentração de sólidos com base na curva de calibração.

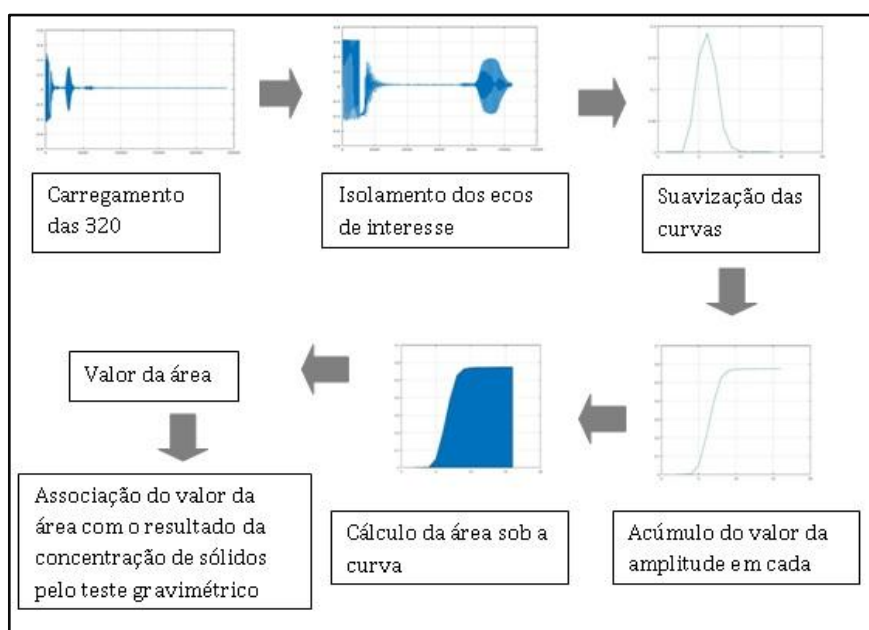


Figura 4-6-Rotina de programação desenvolvida para análise dos dados gerados pelo sensor ultrassônico.

Como forma de simplificar o uso do sensor, a curva de calibração (ou os dados para comparação) foi obtida no reator UASB estudado variando-se a posição do conjunto do sensor ao longo da altura do compartimento de digestão, obtendo-se assim, em cada ponto de amostragem, diferentes representações das ondas correspondentes às respectivas concentrações. Para a concentração 0% de sólidos totais, o conjunto sensor e suporte de PVC foi colocado em um recipiente com água de torneira, obtendo-se assim, as leituras requeridas.

Em todos os dias de monitoramento foram realizadas limpezas no suporte de PVC para que não houvesse a deposição em demasia de sólidos na porção interna do vidro e o consequente aumento da atenuação das ondas, ocasionando medidas errôneas. A limpeza consistiu na movimentação do conjunto, incluindo a haste de inox, no sentido horizontal e vertical no interior do separador trifásico, nas camadas superiores do reator UASB, logo abaixo da superfície, onde a concentração de sólidos é notadamente menor do que na zona de digestão.

4.5.2.1 Cálculo do Erro Relativo

O erro percentual das medidas entre o valor de concentração de sólidos totais pelo método gravimétrico e pelo método ultrassônico foi medido por meio do cálculo do erro relativo, conforme a Equação 4.3.

$$E_{relativo} = \frac{(x_0 - x)}{x} \times 100 \quad (4.3)$$

Em que:

$E_{relativo}$: erro relativo percentual;

x_0 : valor medido ou estimado da grandeza (valor da concentração de ST pelo método ultrassônico);

x : valor verdadeiro da grandeza (valor de concentração de ST pelo método gravimétrico).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Condições de Operação do Reator UASB

A Figura 5-1 apresenta o resultado do monitoramento da vazão e do TDH ao longo dos 154 dias de pesquisa. A vazão média de esgoto bruto efluente ao reator UASB foi de $36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e o TDH médio de 9 horas. A temperatura do esgoto afluente e efluente ao reator UASB em todo o período monitorado apresentou média de $25,3 \text{ }^\circ\text{C}$ e o pH 7,4 tanto para o efluente quanto para o afluente.

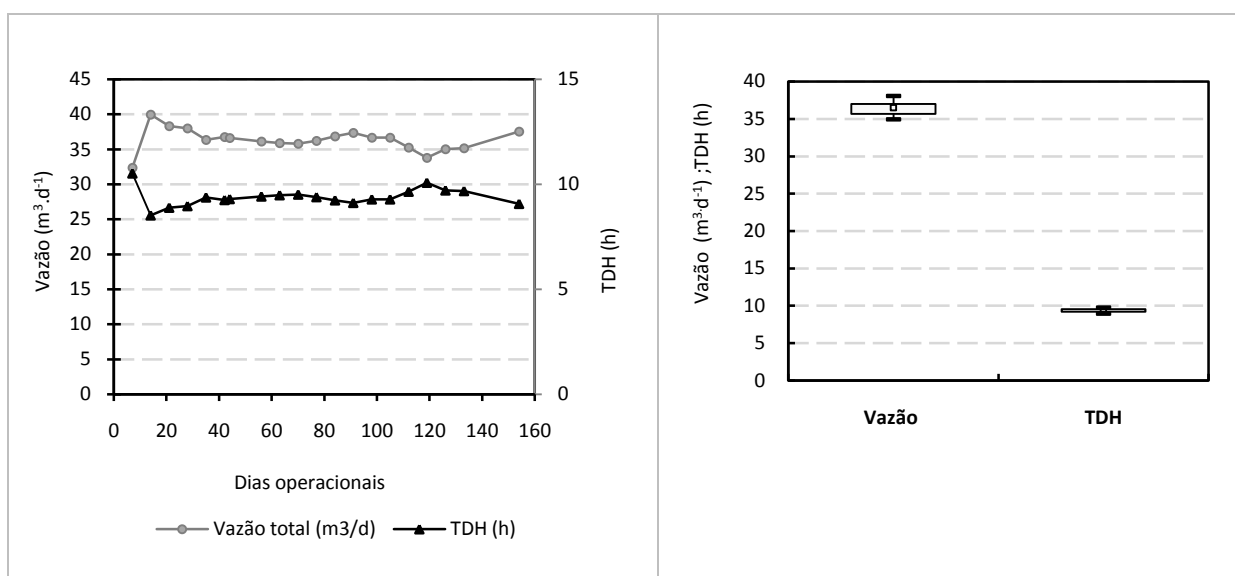


Figura 5-1 - Série histórica (a) e Box-whisker (b) da vazão de esgoto afluente e do TDH

5.2 Avaliação da Evolução das Características Físicas e Microbiológicas do Lodo Granular

A fim de se avaliar as características físicas do lodo granular utilizado como inóculo do reator UASB, foram realizadas análise da distribuição granulométrica e de perfis de lodo ao longo dos 154 dias de pesquisa.

5.2.1 Distribuição Granulométrica

Os resultados obtidos da distribuição granulométrica do lodo de inóculo e do lodo coletado no reator UASB ao longo do tempo de monitoramento estão expressos na Figura 5-2.

Em relação ao lodo de fundo (coletado no ponto de amostragem 0,05 m), os grânulos de maior tamanho (0,71 a 1,65 mm), que predominavam no lodo de inóculo, representavam cerca de 50% do total das partículas no 21º dia operacional. Ao longo do tempo essa faixa de tamanho de grânulos passou a representar 15% e 12% nos dias operacionais 42 e 70,

respectivamente, e menos de 5% no dia operacional 105. Ao contrário, as partículas de menor tamanho (<0,3 mm), que representavam pouco mais de 10% do lodo de inóculo e no 21º dia operacional, passaram a representar quase a totalidade do lodo a partir do dia operacional 105.

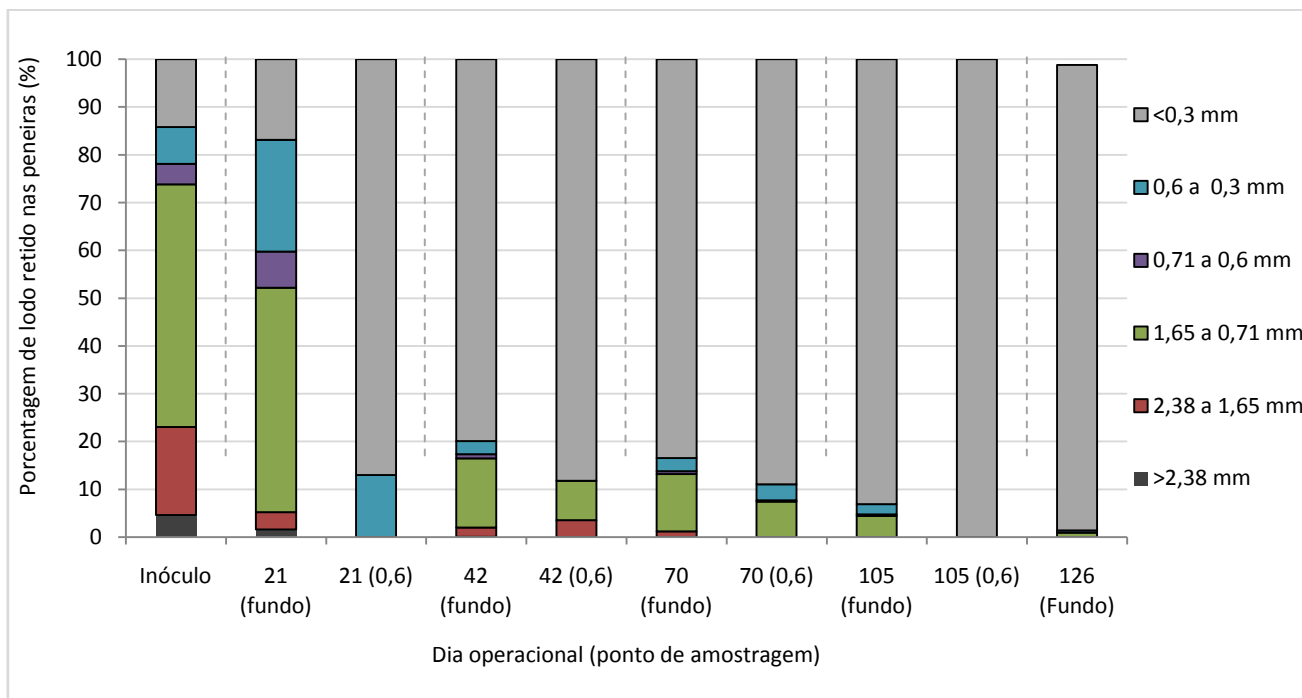


Figura 5-2- Distribuição granulométrica do lodo granular ao longo do tempo de monitoramento do reator UASB.

A partir do 70º dia de operação foram detectadas na menor altura de amostragem apenas 1% de grânulos entre 2,38 e 1,65 mm e 12% de partículas entre 1,65 e 0,71 mm. A partir do dia operacional 105 no lodo de fundo, as maiores partículas do lodo, 1,65 a 0,71 mm, correspondiam a apenas 4,5%.

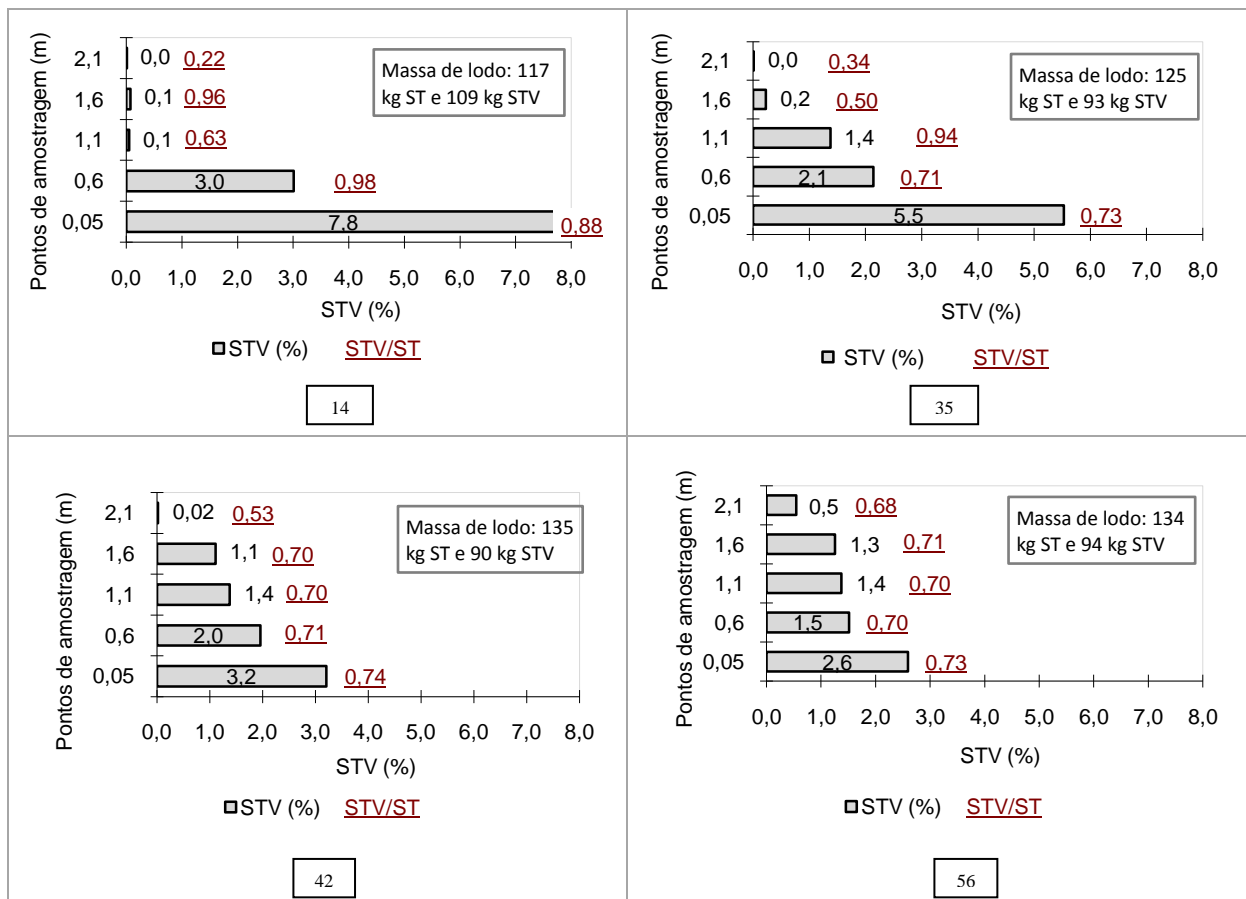
5.2.2 Perfil e Massa de Sólidos no Reator UASB

A análise do perfil de sólidos explicitada pela Figura 5-3 do 14º ao 152º dia de operação mostrou que a massa de ST se manteve praticamente estável (de 117 para 119 kg) e, a massa de STV, por sua vez, decresceu 30% (de 109 para 73 kg). A distribuição espacial do lodo no reator UASB sugeriu, no início do monitoramento, a deposição de uma biomassa de elevada concentração de STV, que foi se estabilizando ao longo do tempo. Essa última constatação pode ser comprovada também pela redução das relações STV/ST entre os pontos de amostragem e ao longo da pesquisa.

Na altura 0,05 m de amostragem, a redução média de concentração de STV foi de 56% e no ponto 0,6 m diminuiu cerca de 30%. De maneira oposta, nos pontos de amostragem seguintes,

1,1 e 2,1 m, notou-se que a concentração de lodo aumentou comparando-se o início e o final da pesquisa. Isso se deveu ao fato de que o volume de lodo inoculado (2 m^3), no início da pesquisa, foi suficiente apenas para atingir uma altura no reator UASB equivalente a 0,65 m. Assim, o incremento da concentração de STV nos pontos 1,1 e 2,1 m com o passar dos dias se deveu ao crescimento e a eventual expansão do lodo.

No 70º dia de monitoramento em função de problemas operacionais relacionados ao separador trifásico e em função do excesso de lodo no efluente provocado pelo *washout* foi realizado um descarte de 4 m^3 da mistura de lodo e esgoto na altura de amostragem 1,1 e 1,6 m. O perfil mostrado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** se deu após o descarte de lodo.



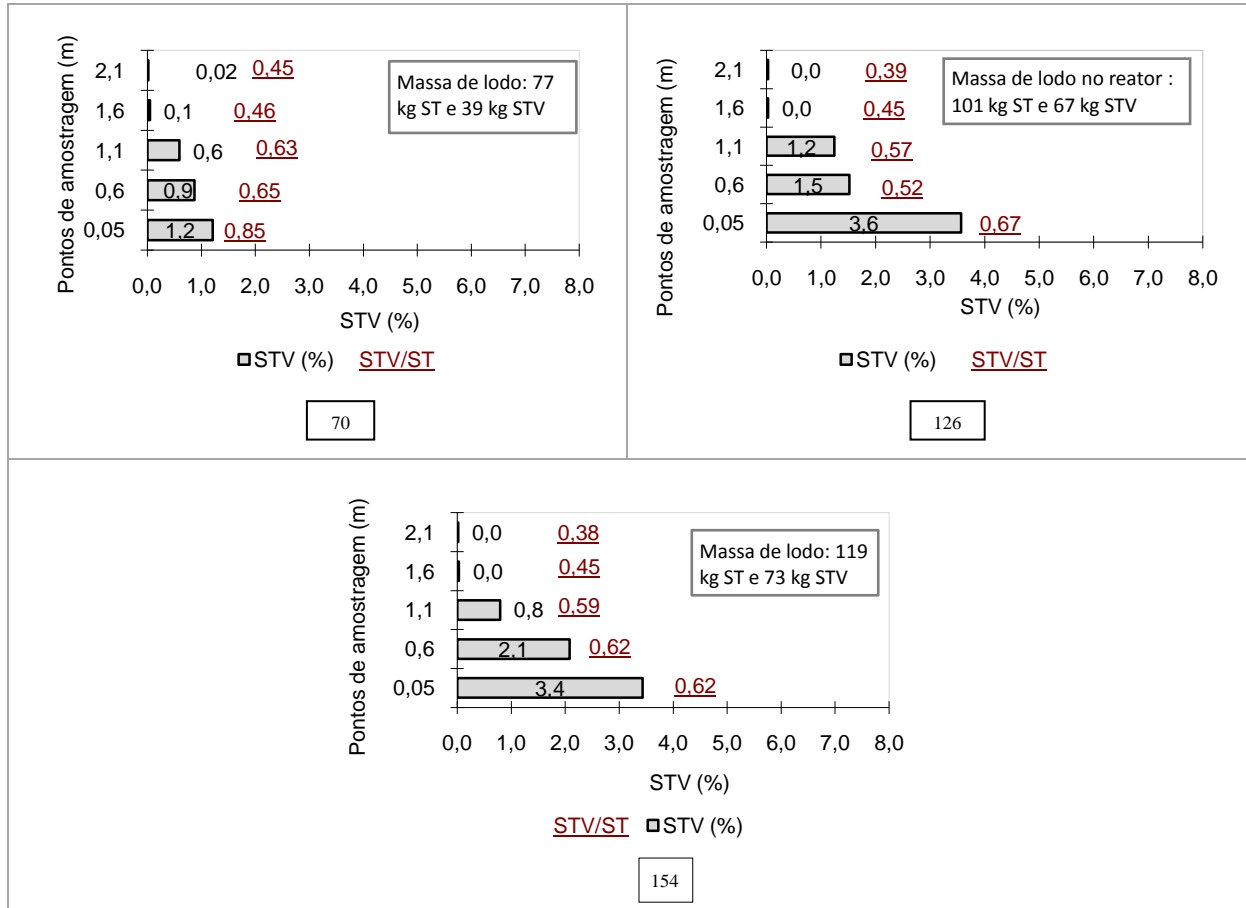


Figura 5-3-Concentração de sólidos totais voláteis, relação STV/ST e a massa de sólidos totais e voláteis em cada ponto de amostragem do reator UASB estudado.

Haja vista a redução da concentração e da massa de STV, explicitadas na Figura 5-3, e o decrescimento do tamanho dos grânulos entre os pontos de amostragem, mostrado na Figura 5-2, pode ser constatada a desagregação do lodo granular no reator UASB estudado ao longo dos 154 dias de pesquisa.

A redução da massa e da concentração de STV pode ser explicada, pois, da inoculação ao 14º dia operacional tinha-se lodo granular com elevada concentração de ST (média de 8%) e de STV (média de 7%), relativamente compactado nas camadas inferiores do reator UASB, uma vez que, a velocidade ascensional aplicada ($0,4 \text{ m.h}^{-1}$) não era suficiente para manter o lodo expandido. Com a desagregação dos grânulos, o lodo se tornou menos denso e passou a expandir mais, provocando a saída de lodo do reator com o efluente. Corroborando com a relação encontrada entre a concentração de STV e a análise granulométrica, Rizvi (2015) relata que, o descimento da concentração de STV no reator UASB é um indicativo da desagregação do lodo granular.

O diâmetro do grânulo de lodo granular é diretamente influenciado pela concentração do esgoto afluyente e pela eficiência da transferência de massa entre os microrganismos do grânulo (SKIADAS *et al.*, 2003; ALPHENAAR, 1994; GONZALES-GIL, 2000; GROTEHUIS, 1992). No sistema o qual o lodo está imerso o substrato é primeiramente assimilado pelos microrganismos localizados na porção externa do grânulo. Como resultado da limitação de difusão, as camadas mais internas recebem um substrato menos concentrado, e conseqüentemente o crescimento microbiano do grânulo é limitado. Em casos extremos pode ocorrer o decréscimo da população microbiana do grânulo causado pela autólise, pela desintegração ou ainda pela flotação do grânulo. No caso de efluentes pouco concentrados em termos de DQO, como no caso do esgoto sanitário, em comparação com efluente industrial, a transferência de massa pode ter sido um fator agravante para a desagregação dos sólidos observada.

Outro fator que pode ter contribuído para a desagregação dos grânulos é a baixa concentração de EPS no esgoto. Os EPS, que desenvolvem um importante papel na coesão das células microbianas por meio da alteração da carga superficial, podem ser oriundos da excreção dos microrganismos (DUBÉ & GUIOT, 2019), que utilizam como substrato a DQO rapidamente acidificável (O'FLAHERTY, COLLINS & MAHONY, 2006). No entanto, como evidenciado por Aiyuk *et al.* (2006), a concentração típica desse componente no esgoto sanitário não é suficiente para estimular a produção de EPS e a conseqüente granulação e sua manutenção.

Para Hulshoff Pol (1989) e Puspendu e Ghangrekar (2007), o lodo granular se caracteriza por ter partículas de tamanhos em torno de 0,3 a 7 mm. Desse modo, a partir da análise granulométrica representada na Figura 5-2 e da análise do perfil de sólidos expresso na Figura 5-3, conclui-se que a partir do dia operacional 70 o lodo no reator UASB estudado encontrava-se totalmente flocoento, com a maioria de suas partículas menores que 0,3 mm. Com isso, pode-se definir então, duas fases operacionais correspondentes a integridade física do lodo. A primeira fase se estende do 1º ao 70º dia operacional no qual o lodo estava em processo de desagregação, e a segunda fase do dia 70º ao 154º com o lodo já flocoento.

A Figura 5-4 mostra o aspecto dos grânulos de lodo no 1º dia operacional e no 70º e 126º dia operacional, do ponto de amostragem de 0,05m e evidencia a desagregação verificada nas análises de granulometria e no perfil de sólidos do reator UASB.

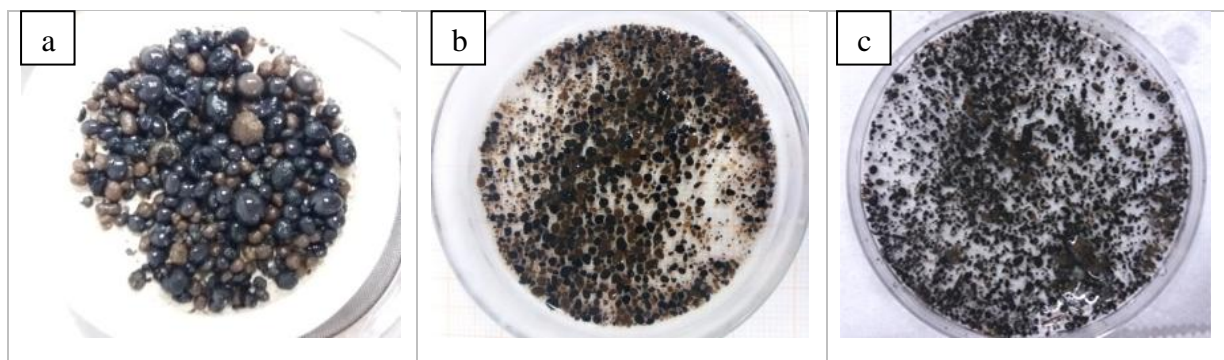


Figura 5-4- Grânulos de lodo granular no primeiro dia operacional (a), no 70^o dia operacional (b) e no 126^o dia (c) para a altura de amostragem de 0,05.

O tamanho do grânulo também guarda relação com a quantidade de material volátil em relação à quantidade total de sólidos. Alphenaar (1994) relacionou o tamanho dos grânulos do lodo proveniente das indústrias de amido, de papel e celulose, de processamento de batata e da alcooleira, com a concentração de STV em relação à concentração de ST. Foi constatado que a relação STV/ST decresceu na medida em que os grânulos se tornaram menores. Segundo Skiadas *et al.* (2003) e Alphenaar (1994) esse fato é devido à mineralização do interior do grânulo ocasionado pelo acúmulo de sólidos inérfos, o que diminui a concentração de STV e aumenta a concentração de ST.

A Figura 5-5 mostra, para as duas fases do estudo, a amplitude de variação da relação STV/ST ao longo dos diferentes pontos de amostragem do reator UASB estudado. Nos pontos de amostragem 0,05, 0,6, 1,1 e 1,6 m os valores da relação STV/ST decresceram da fase 1 para a fase 2, como era esperado devido à estabilização do lodo entre as fases estabelecidas. Em oposição, no último ponto de amostragem do compartimento de digestão a 2,1 m, o valor da relação aumentou da fase 1 para a fase 2. Essa última observação se deveu ao fato de que na fase 1, o volume de lodo inoculado não foi capaz de atingir a altura do ponto de amostragem a 2,1 m. Então, o resultado de STV/ST foi basicamente do esgoto presente no reator UASB, ao passo que na fase 2 o lodo já havia se expandido até a altura de amostragem de 2,1m, e o resultado da relação é do lodo propriamente dito.

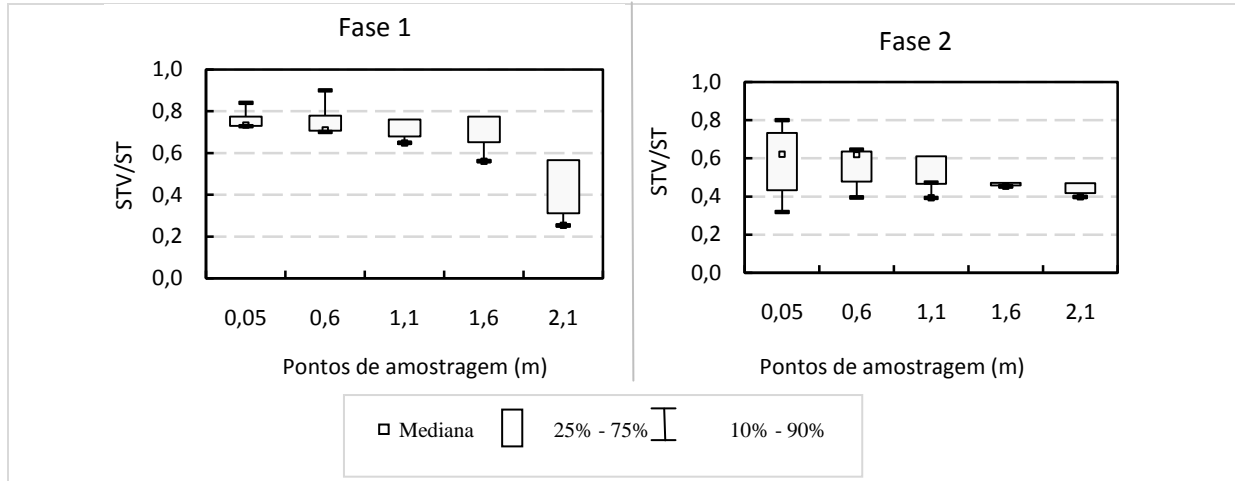


Figura 5-5- Série temporal da relação STV/ST para as alturas de amostragem do reator UASB estudado (0,05; 0,6; 1,1; 1,6 e 2,1).

Os resultados da relação STV/ST mostrados tanto na Figura 5-3 quanto na Figura 5-5 evidenciam que o lodo apresentava alta predominância de matéria orgânica na fase 1, principalmente nas porções mais baixas do reator UASB e, por conseguinte, alta concentração de microrganismos (OLIVEIRA *et al.*, 1997; SUBRAMANYAM, 2013). Confirmando os resultados encontrados para a fase 1, foi relatado por Yan & Tay (1997) e Lens *et al.* (1998) que o lodo granular anaeróbico tem relação STV/ST entre 0,6 e 0,85. Já para o lodo floculento foi relatado por Chernicharo (2007) o valor médio de 0,65.

Dado que nos primeiros 50 dias de monitoramento o volume de lodo inoculado foi suficiente apenas para atingir até o ponto de amostragem de 0,6 m, os valores da relação STV/ST nesse período, nos pontos de amostragem superiores a 0,6 m, se referem majoritariamente ao esgoto presente no reator e não ao lodo propriamente dito. Após o 70º dia operacional (fim da fase 1) houve um aumento, após o descarte de lodo de 4 m³, seguido da aparente estabilização da relação estudada. Esse descarte de lodo feito no 70º pode ser evidenciado no gráfico pelo abaixamento da relação STV/ST em todos os pontos de amostragem.

5.2.3 Caracterização Biológica

5.2.3.1 Avaliação da Atividade do Lodo

A Figura 5-6 explicita os valores de AME encontrados nas 5 campanhas de amostragem feitas e os desvios padrão observados em cada triplicata. Os valores apresentaram pequenas variações ao longo do tempo e média de 0,10 kg DQO-CH₄.kgSSV⁻¹.d⁻¹. Entre as fases 1 e 2 da pesquisa observaram-se valores médios de 0,09 e 0,11 kg DQO-CH₄.kgSSV⁻¹.d⁻¹, respectivamente.

No 70º dia operacional percebeu-se a diminuição de 30% do valor da AME, em relação à média de todo o período. Essa observação provavelmente se deu em função do descarte de lodo realizado no mesmo dia pouco antes da coleta da amostra para a análise laboratorial. E, apesar do descarte não ter sido feito na mesma altura de coleta da amostra, as movimentações de massa podem ter promovido o revolvimento ou mistura do lodo no interior do reator UASB. Não se descartam também possíveis erros analíticos que culminaram na redução do valor de AME para esse dia operacional.

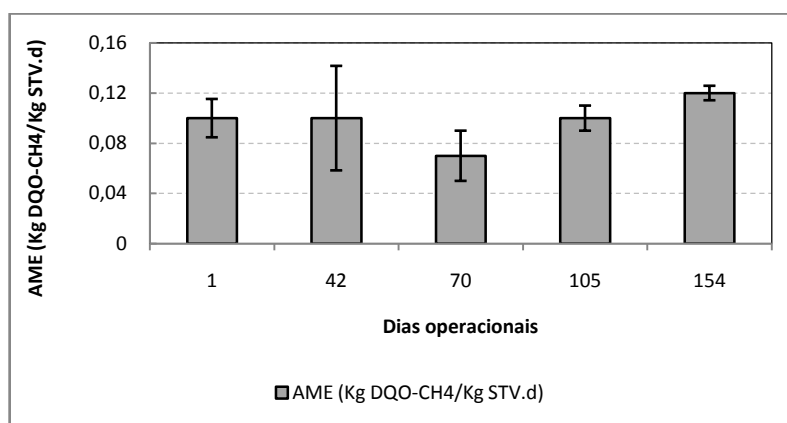


Figura 5-6- Evolução da atividade metanogênica específica (AME).

Novaes (1988) citado por Hulshoff Pol (1989) em sua investigação mostrou que o lodo granular cultivado em esgoto sanitário apresentou AME média de 0,15 kg DQO-CH₄.kgSTV⁻¹.d⁻¹ enquanto que de Man *et al.* (1988) noticiou uma faixa de 0,02 a 0,04 kg DQO-CH₄.kgSTV⁻¹.d⁻¹. Já Owusu-Agyeman *et al.* (2019) encontraram resultados semelhantes ao da presente pesquisa, os autores relataram valores médios de AME de 0,10 kg DQO-CH₄.kgSTV⁻¹.d⁻¹ em um estudo de inoculação de lodo granular em um reator UASB para o tratamento de esgoto doméstico (224 mg DQO. L⁻¹). Alphenaar (1994) atribui o baixo valor de AME do lodo aplicado ao tratamento de esgoto sanitário à alta concentração de material inerte, componente em abundância nesse tipo de efluente, que pode se acumular no interior do grânulo causando sua mineralização.

Para Skiadas *et al.* (2003) a AME do lodo granular depende da quantidade de energia e da fonte de carbono no qual ele foi cultivado. Além disso, para os autores os valores de AME mais próximos da realidade são obtidos, possivelmente, quando se reproduz no teste o mesmo ambiente no qual o lodo se desenvolveu. Assim, com base nos resultados encontrados na presente pesquisa e naqueles explicitados pelos pesquisadores supracitados, pode-se inferir que a AME do lodo granular aplicado ao tratamento de esgoto sanitário é sensivelmente

menor do que aquela observada quando o lodo é aplicado ao tratamento de efluente industrial. No entanto, apresenta valor semelhante ao encontrado para lodo anaeróbico floculento (SEGHEZZO *et al.*, 2001; AIYUK, 2006).

O tempo em que o lodo esteve provisoriamente armazenado em caixas d'água antes de sua inoculação aparentemente não prejudicou o valor da AME, haja vista que o valor na origem, imediatamente após a chegada do lodo ao CePTS ($0,1 \text{ DQO-CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$), foi similar ao valor encontrado no teste feito no primeiro dia de inoculação, 62 dias após a chegada do lodo. Shin, Bae & Oh (1993) realizaram o monitoramento do lodo granular estocado à temperatura ambiente (20 a 25 °C) e sem alimentação por dez meses. Foi noticiado que a AME reduziu 60% ao longo do tempo de monitoramento, sendo que, nos primeiros 60 dias, a redução foi de cerca de 50%. No entanto, na análise microbiológica os pesquisadores constataram que tanto a morfologia quanto a microbiota dos grânulos foram preservadas, indicando que após a alimentação o valor da AME poderia facilmente ser restabelecido mesmo após o reator UASB permanecer desativado por vários meses.

5.2.3.2 Caracterização Microbiana Utilizando Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A Figura 5-7 apresenta a visão panorâmica da porção externa (Figura 5-7- a) e da porção interna (Figura 5-7-b) do grânulo de lodo coletado no primeiro dia operacional. É possível verificar na porção externa do grânulo cocos arranjados formando sarcina (agrupamento de oito cocos em forma cúbica), indicando a presença de microrganismos do gênero *Methanosarcinas* (ARAÚJO *et al.*, 2003) (Figura 5-7-c). A Figura 5-7-d evidencia na porção interna do grânulo a abundância de microrganismos filamentosos com extremidades retas, morfologia característica do gênero *Methanosaeta* (acetoclásticas metanogênicas) (ARAÚJO *et al.*, 2003). Morfologia semelhante no lodo granular foi encontrada por Macleod, Guiot & Costerton (1990), Forster & Quarmby (1995); Araújo *et al.* (2003) e Jin *et al.* (2007).

A Figura 5-7-e e Figura 5-7-f referem-se à porção interna do grânulo 70 dias após o início da operação do sistema. É possível observar na Figura 5-7- e a presença em grande quantidade de partículas envolvendo os microrganismos filamentosos com extremidades retas que possivelmente são sólidos suspensos provenientes do esgoto afluente ao reator.

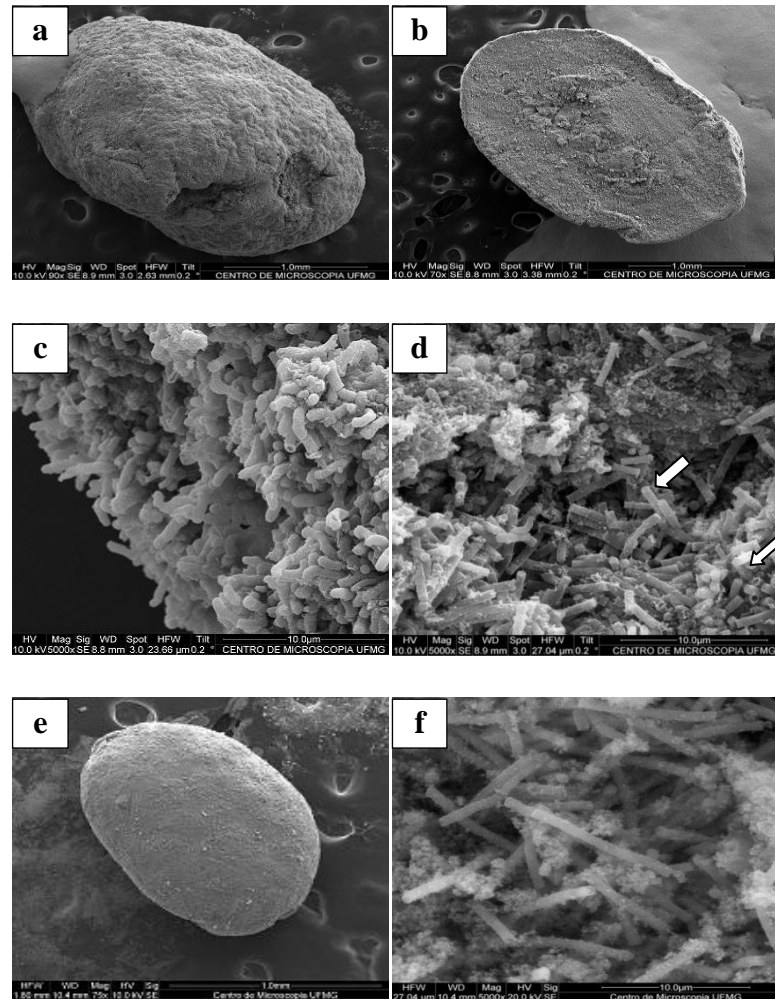


Figura 5-7-Visão panorâmica e detalhada do grânulo anaeróbico (a) em sua porção externa e (70 x) (b) na porção interna no 1º dia operacional (70 x) e no detalhe da porção interna (5000 x) (c) (d); (e) visão panorâmica (5000 x) e (f) detalhada (5000 x) a do grânulo no 70º dia operacional.

Na Figura 5-7-d é possível verificar a presença de cavidades na porção interna do grânulo, indicadas pelas setas. Essas estruturas são comumente noticiadas em estudos de lodo granular submetidos a diferentes condições operacionais (LIM & KIM, 2014; MUDA *et al.*, 2011; MUDA *et al.*, 2012; JIANG *et al.*, 2016). A teoria mais aceita para o aparecimento de tais estruturas é que esses canais têm a finalidade de transporte de gases (biogás), substratos e metabolitos (LIM & KIM, 2014; MUDA *et al.*, 2012; JIANG *et al.*, 2016).

No lodo analisado, correspondente ao lodo de inoculação, há a predominância de canais pequenos, assim como observado por Jiang *et al.* (2016) no estudo de lodo granular oriundo de um reator anaeróbico de leito granular expandido. Foi noticiado pelos pesquisadores que a soma das cavidades corresponderam em média a 46% do volume total do grânulo. Segundo Jiang *et al.* (2016) os grandes canais desempenham principalmente o papel do transporte de

micro-bolhas, enquanto os pequenos canais transferem biogás dissolvido dentro do grânulo e transportam substratos do exterior por difusão na fase líquida.

Durante os descartes de espuma, que ocorriam uma vez por semana, observou-se a presença de grânulos de lodo, conforme a Figura 5-8, que poderia ser ocasionados pela sua flotação. Esse fenômeno pode estar ligado à morfologia do grânulo anaeróbico associado às altas concentrações de sólidos suspensos no esgoto. Segundo o Modelo das Múltiplas Camadas (*Multi-layer model*) o núcleo é composto pelos microrganismos do gênero acetoclásticas metanogênicas (*Methanosaeta*), produtores de metano, e a camada mais externa composta pelas bactérias acidogênicas (*Methanosarcinas*) e pelas redutoras de sulfato, que hidrolisam e acidificam a matéria orgânica complexa (HARMSSEN *et al.*, 1996, GUIOT *et al.*, 1992 e LENS *et al.*, 1993). A característica alta concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto doméstico pode fazer com que ocorra a deposição desse componente nos interstícios da estrutura do grânulo (LI *et al.* 2011; YODA & NISHIMURA, 1997). Assim, o biogás formado no interior dos grânulos é impedido de escapar, o que diminui a densidade do floco em relação ao esgoto bruto, ocasionando a flotação do lodo (LI *et al.*, 2011; YODA & NISHIMURA, 1997; GONZALEZ-GIL *et al.*, 2000).



Figura 5-8- Amostra de espuma com presença de grânulos de lodo.

O aparecimento de lodo na espuma também pode estar ligado à lavagem do lodo, em que, os grânulos se desagregam e são carregados juntamente com efluente do reator UASB, como explicitado no item 5.2.2 “Perfil e Massa de Sólidos no Reator UASB”.

Apesar da observação do modelo das Múltiplas Camadas, Batstone (2004) afirma que a estrutura microbiológica do grânulo é fortemente determinada pela cinética da degradação do

substrato. Assim, poderia haver no universo de grânulos inoculados outras estruturas que não correspondem ao padrão observado.

5.3 Avaliação do Desempenho do Reator UASB

A partir dos cálculos das estatísticas descritivas dos valores de concentração dos constituintes analisados no esgoto afluyente e efluente ao reator UASB (Apêndice A), foram elaboradas séries temporais e gráficos *box-whisker* para melhor visualização da tendência central e da variabilidade dos dados para a avaliação do desempenho do reator UASB estudado inoculado com lodo granular. Consideraram-se na análise dois períodos em que se observaram a desagregação do lodo, conforme mencionado no capítulo 5.2 “Avaliação da Evolução das características físicas e microbiológicas do lodo granular”, a fase 1 (lodo granular em desagregação) e fase 2 (lodo já floculento).

A Figura 5-9 apresenta os valores das concentrações e das eficiências de remoção de SST para o esgoto afluyente (EB) e efluente (EF) para a fase 1 (F 1) e fase 2 (F 2).

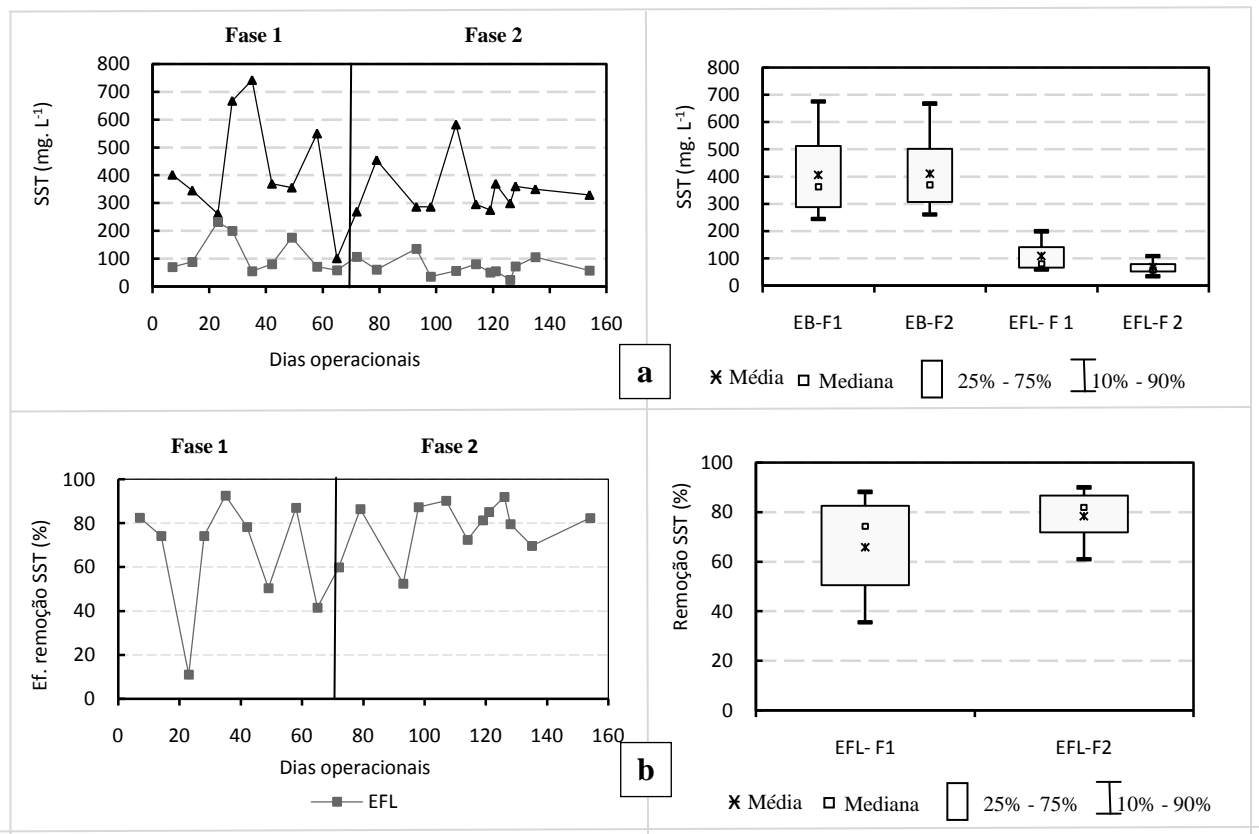


Figura 5-9- Série temporal e gráficos *box-whisker* das concentrações afluentes e efluentes de SST (a) e das eficiências de remoção de SST nas duas fases de operação (b).

A partir dos gráficos acima pode-se inferir que:

- A concentração média de SST afluyente nas fases 1 e 2 (407 e 411 mg.L⁻¹) se manteve acima do valor noticiado por Oliveira e von Sperling (2005) (289 mg.L⁻¹). No entanto, de acordo com von Sperling (2005) a faixa de concentração de SST afluyente encontrada foi de 200 a 450 mg.L⁻¹ (concentração típica de 400 mg.L⁻¹), valores condizentes com o encontrado na pesquisa.
- O valor médio de SST efluente para a fase 1 (109 mg.L⁻¹) apresentou valor superior ao apresentado por von Sperling (2005), 85 mg.L⁻¹ e na fase 2 o valor encontrado 68 mg.L⁻¹ se mostrou abaixo do valor descrito na literatura. Segundo o teste estatístico houve diferença significativa entre os valores das medianas (85 e 58 mg.L⁻¹) nas fases operacionais 1 e 2 a um nível de significância de 95%. Esse fato indica a predominância da alta concentração de sólidos no efluente da fase 1, possivelmente em decorrência da desagregação do lodo experimentada ao longo da pesquisa e mais acentuadamente na fase 1.
- A eficiência média de remoção para esse parâmetro foi de 74 e 82%, para as fases 1 e 2, respectivamente. Na primeira fase observa-se grande dispersão dos valores de concentração efluente, provavelmente em função dos episódios de lavagem do lodo, que aumentou a concentração de sólidos na amostra.

A Figura 5-10 apresenta os valores das concentrações e as eficiências de remoção de DQO, para o esgoto afluyente (EB), efluente (EF) e efluente filtrado (EFL filtrado) para a fase 1 (F 1) e fase 2 (F 2).

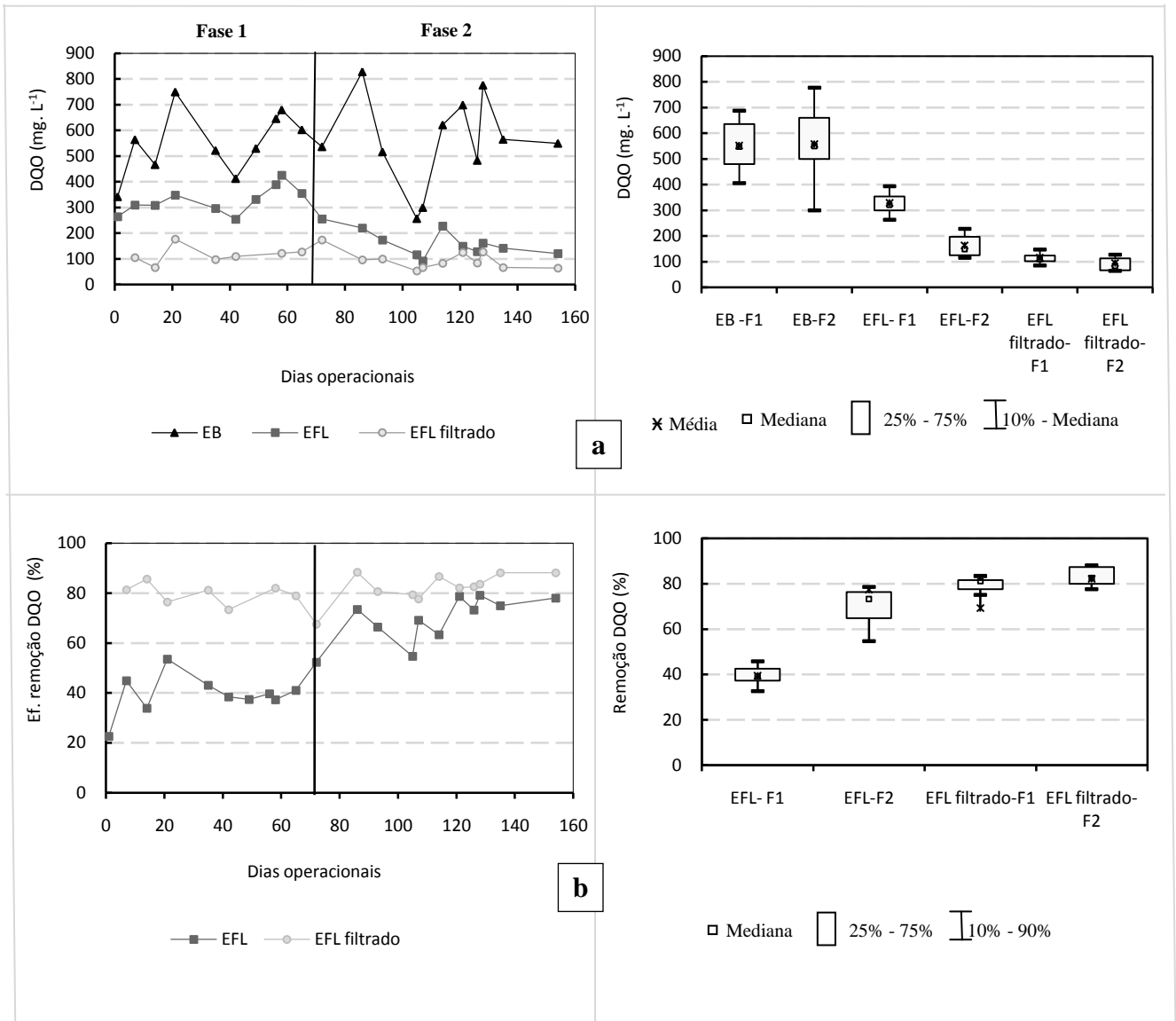


Figura 5-10—Série temporal e gráficos *box-whisker* das concentrações afluentes e efluentes de DQO (a) e das eficiências de remoção de DQO nas duas fases de operação (b).

A partir dos gráficos do parâmetro DQO pode-se perceber que:

- O valor médio de DQO afluente em ambas as fases (552 e 557 mg.L^{-1}) esteve abaixo dos valores típicos reportados por Oliveira e von Sperling (2005) (715 mg.L^{-1}) e por von Sperling (2005) (700 mg.L^{-1}), porém se enquadram nas faixas de concentrações referidas pelos autores (400 a 800 mg.L^{-1} e 505 a 1616 mg.L^{-1}).
- A concentração média de DQO total no efluente na fase 1 (329 mg.L^{-1}) se mostrou acima do reportado por von Sperling (2005) (251 mg.L^{-1}), ao passo que na fase 2 (163 mg.L^{-1}) encontrou-se valor de concentração efluente inferior ao esperado. As eficiências de remoção apresentaram valores médios de 39 e 73% para as fases 1 e 2, respectivamente. Notou-se ainda que, o esgoto afluente ao reator em ambas as fases

(EB-F1 e EB-F2) se manteve praticamente estável durante o período analisado. Assim, a alta eficiência de remoção de DQO, principalmente na fase 2 foi devido ao bom desempenho do reator;

- A DQO filtrada nas fases 1 e 2 apresentou valor médio de 115 e 95 mg.L⁻¹, respectivamente, e eficiências de remoção de 77 e 82%. A alta eficiência experimentada e a diferença não significativa a um nível de significância de 95% nos valores desse parâmetro nas duas fases operacionais indicam que as menores eficiências de remoção de DQO total na fase 1 estão relacionadas à alta concentração de DQO particulada, uma vez que, a AME do lodo não sofreu um aumento expressivo entre as fases. A alta concentração de DQO particulada, por sua vez, pode ser devida a desagregação do lodo experimentada na fase 1, evidenciada no perfil de sólidos no reator UASB e na concentração de SST no efluente elevada na fase 1.

Pereira (2012) comparou um reator UASB convencional a um reator modificado (TDH de 7 horas) no qual promoveu a granulação do lodo floculento por meio de mecanismos físicos. O autor relata que após a fase de granulação as eficiências de remoção de matéria orgânica foram significativamente diferentes das concentrações do reator convencional a um nível de significância de 95%. O autor encontrou eficiências médias de concentração de DQO de 74 e 80% para o reator modificado e o convencional, respectivamente. Barbosa & Sant'anna Jr. (1989) trabalhando com um reator UASB com TDH de 4 horas e aplicado ao tratamento de esgoto doméstico encontraram eficiência de remoção de DQO total de 74%.

Em contrapartida Owusu-Agyeman *et al.* (2019), que operaram um reator UASB inoculado com lodo granular e alimentado com esgoto doméstico (TDH de 3 horas e DQO afluente igual a 176 mg.L⁻¹), encontraram que a remoção média de DQO total durante os 239 dias de monitoramento sob temperatura média de 28°C foi de 43%.

A Figura 5-11 apresenta os valores das concentrações e das eficiências de remoção de DBO para o esgoto afluente (EB) e efluente (EF) para a fase 1 (F 1) e fase 2 (F 2).

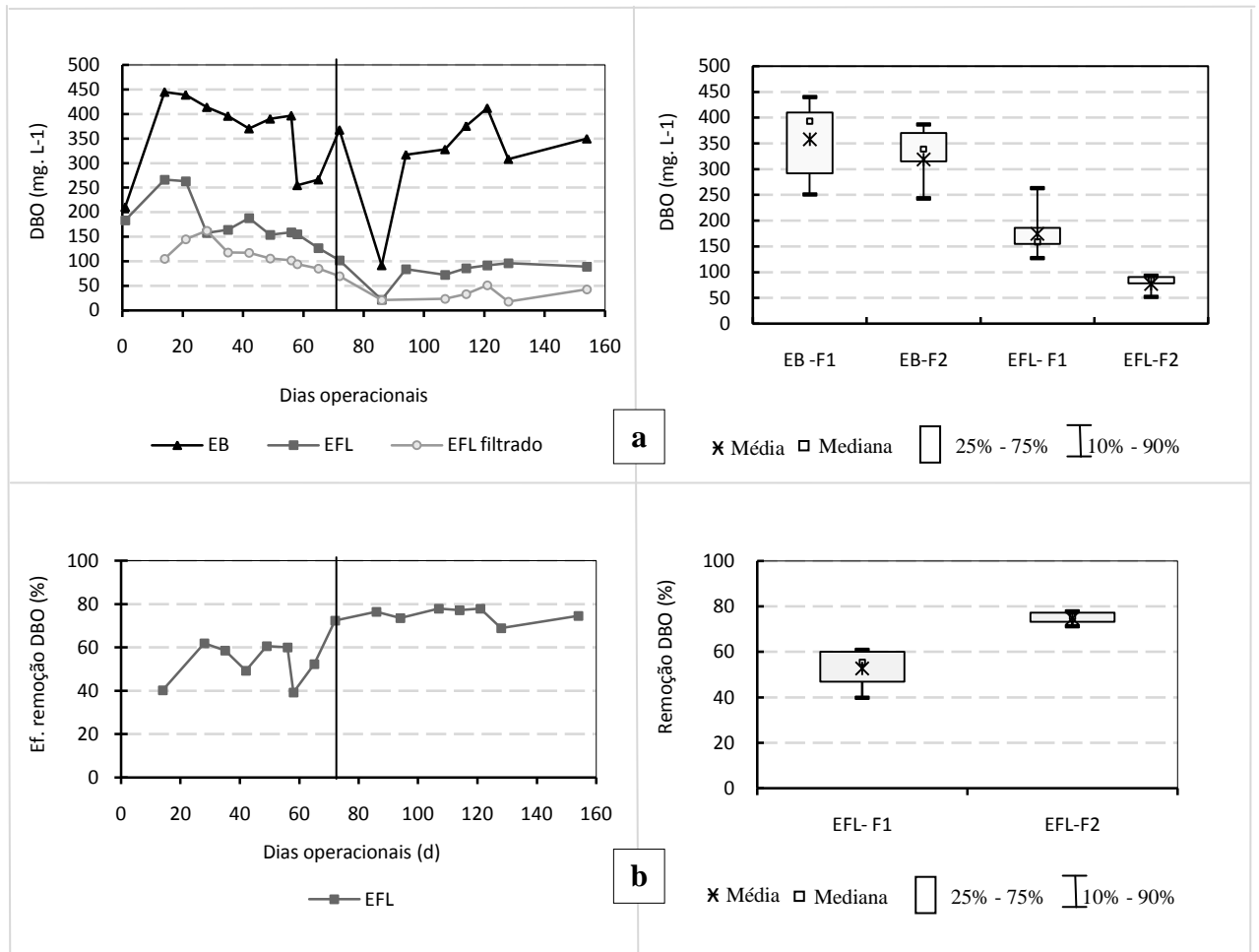


Figura 5-11- Série temporal e gráficos box- whisker das concentrações afluentes e efluentes de DBO (a) e das eficiências de remoção de DBO nas duas fases de operação (b).

- Seguindo a mesma tendência dos valores de DQO, a concentração de DBO afluente nas duas fases (358 e 329 mg.L⁻¹) mostrou-se menos concentrada em relação ao valor de referência reportado por von Sperling (2005) (371 mg.L⁻¹) e por Oliveira (2005) (350 mg.L⁻¹);
- O valor médio da concentração de DBO total efluente na fase 1 (175 mg.L⁻¹) esteve maior do que aquele relatado em von Sperling (2005) (98 mg.L⁻¹), enquanto que na fase 2 esse valor reduziu para 77 mg.L⁻¹. Corroborando com os valores de concentração efluente, as eficiências de remoção de DBO total para ambas as fases foram de 55 e 75%. Assim como constatado para DQO, a baixa eficiência na fase 1 esteve possivelmente associada à desagregação e arraste de sólidos do lodo.

Destaca-se que, Oliveira e von Sperling (2005) publicaram os valores dos parâmetros analisados com base em dez ETEs situadas na região sudeste do Brasil que utilizam somente o tratamento preliminar e o reator UASB. Os autores apontam que as ETEs analisadas pesquisa possivelmente recebiam expressivas parcelas de contribuição industrial não relatada ou ainda apresentavam baixo consumo per capita de água. Já von Sperling (2005) apresenta valores de concentrações afluentes e efluentes baseadas em estudos em ETEs de escala real e na experiência do autor.

Em suma, a redução da concentração de DQO, DBO e SST e o aumento da eficiência de remoção entre as fases operacionais podem estar associadas ao processo de desagregação do lodo granular, observado na fase 1, até a formação de um lodo floculento na fase 2, constatada nas análises de perfil granulométrico do reator UASB. Observou-se que apesar do valor de eficiência de remoção de DQO e DBO total na primeira fase ter permanecido abaixo da faixa esperada para o reator UASB (60 a 75% e 55 a 70%, nessa ordem) (CHERNICHARO, 2007), o valor médio de eficiência de remoção de DQO apresentou-se satisfatório na primeira fase. Isso indica que o lodo inoculado apresentou boa capacidade de degradação da matéria orgânica dissolvida e a baixa eficiência de remoção global pode estar associada à matéria orgânica particulada decorrente da desagregação do lodo e evidenciada pela diferença significativa na concentração de SST entre as fases operacionais.

5.4 Sensor Ultrassônico

5.4.1 Condições de Operação do UASB

A vazão afluente foi monitorada ao longo dos 245 dias de operação contínua do aparato experimental, conforme mostra a Figura 5-12. A vazão média de esgoto bruto afluente ao reator foi de $35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. A temperatura do esgoto afluente e efluente ao reator UASB de todo o período monitorado apresentou média de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Salienta-se que, ao longo do monitoramento, foram observadas mudanças repentinas na vazão afluente ao reator UASB devido aos problemas no bombeamento do esgoto, o que causou maior variabilidade dos valores em relação à primeira parte da pesquisa.

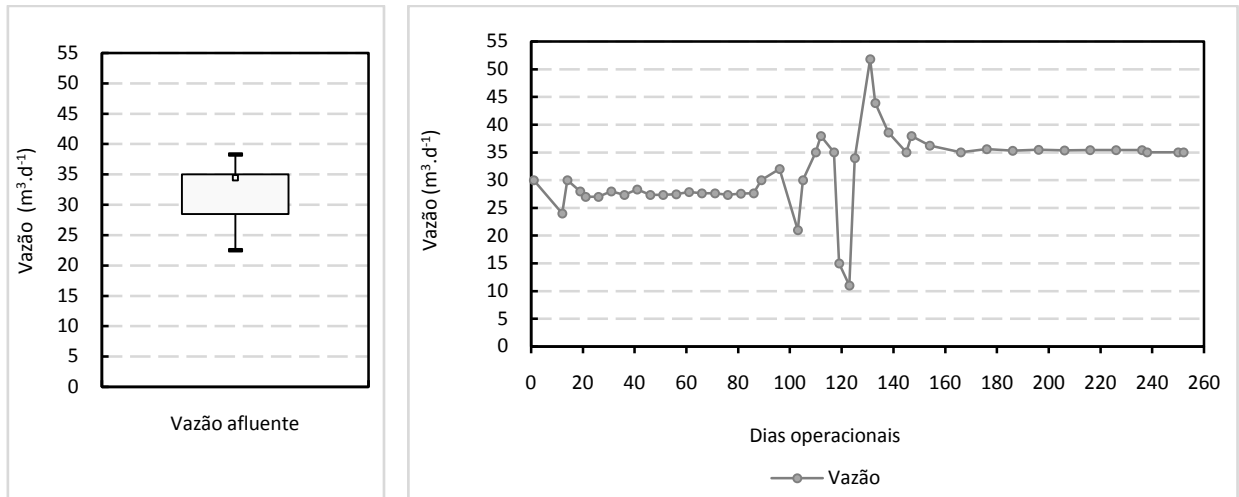


Figura 5-12: Gráfico *box-whisker* e série histórica da vazão de esgoto afluyente ao reator UASB

5.4.2 Determinação da Faixa de Medição, da Curva de Calibração e Validação do Método

O valor do limite de detecção de concentração de sólidos totais do sensor ultrassônico foi estimado com base em experimentos prévios em escala de bancada, conforme relatado por Meursing *et al.*, (2019). Para tanto, variou-se sensivelmente a quantidade de sólidos na suspensão seguido da análise visual da reflexão de fundo no *software* Picoscope e a comparação com o valor da concentração de sólidos obtidos pelo método gravimétrico. O valor encontrado foi de 1% m/v. Na presente pesquisa o limite de detecção proposto de 1% foi verificado submetendo-se o aparato experimental (o sensor e o suporte de PVC) a diferentes concentrações de sólidos no próprio reator UASB de estudo. A Figura 5-13 exemplifica o resultado obtido pelo *software Picoscope* para uma medição realizada na altura de amostragem de 1,1 m do reator, no qual se encontrou a concentração pelo método gravimétrico de 1,5%. Pela análise da Figura 5-13 é possível notar a ausência da reflexão de fundo da onda gerada. Isso impossibilita a determinação da concentração de sólidos pelo método ultrassônico proposto, uma vez que, a concentração é dada em função da correspondência entre o valor da área gerada pela reflexão de fundo e o teste gravimétrico.

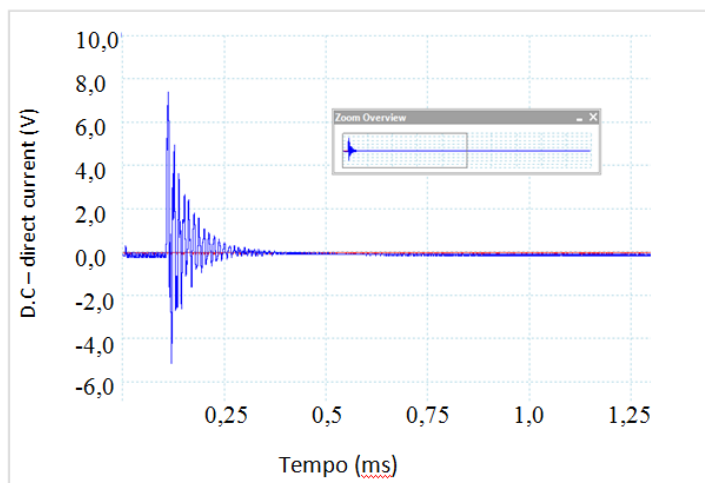


Figura 5-13- Gráfico obtido no programa Picoscope que evidencia a ausência da reflexão de fundo utilizada para a verificação da atenuação da onda sonora e o valor da concentração de sólidos.

Dukhin & Goetz (2002) avaliaram a variação da atenuação do ultrassom em função da frequência utilizando-se suspensões de rutilo (TiO_2) de diferentes concentrações. Os resultados mostraram que mesmo em soluções muito concentradas o aumento da frequência propiciou o aumento da atenuação. Tal resultado sugere que, para se aumentar a faixa de medição do sensor ultrassônico deve-se aumentar a frequência da onda ultrassônica. No caso da presente pesquisa, em que os resultados sugeriram que o valor máximo detectável de concentração de sólidos foi de 1 %, não se pode afirmar que o aumento da frequência para além dos 200 kHz permitiria a leitura de concentrações mais altas de sólidos. Haja vista que o sensor ultrassônico utilizado é um produto que foi comercialmente desenvolvido para a frequência de 200 kHz e aplicações de frequências mais altas poderiam comprometer o funcionamento do sistema. Mais testes ainda precisam ser desenvolvidos para a verificação de tal hipótese.

As curvas de calibração que relacionam os resultados das áreas obtidas da reflexão de fundo com o resultado do teste gravimétrico utilizando os dois amplificadores testados estão explicitadas na Figura 5-14. A Figura 5-15 exemplifica as imagens no *software Picoscope* que deram origem à curva de calibração. O primeiro ponto do gráfico, na concentração 0% ST foi obtido com água da torneira e o restante dos pontos foi feito com o esgoto contido no reator UASB medido em diferentes alturas (2,10 m – Figura 5-15-b; 1,60 – Figura 5-15-c e 1,10 – Figura 5-15-d) pelo método ultrassônico e pelo método gravimétrico. Conforme evidenciado pelo item 5.2.2 “Distribuição Granulométrica” no capítulo de inoculação do lodo granular as partículas do lodo estavam abaixo de 0,3 mm.

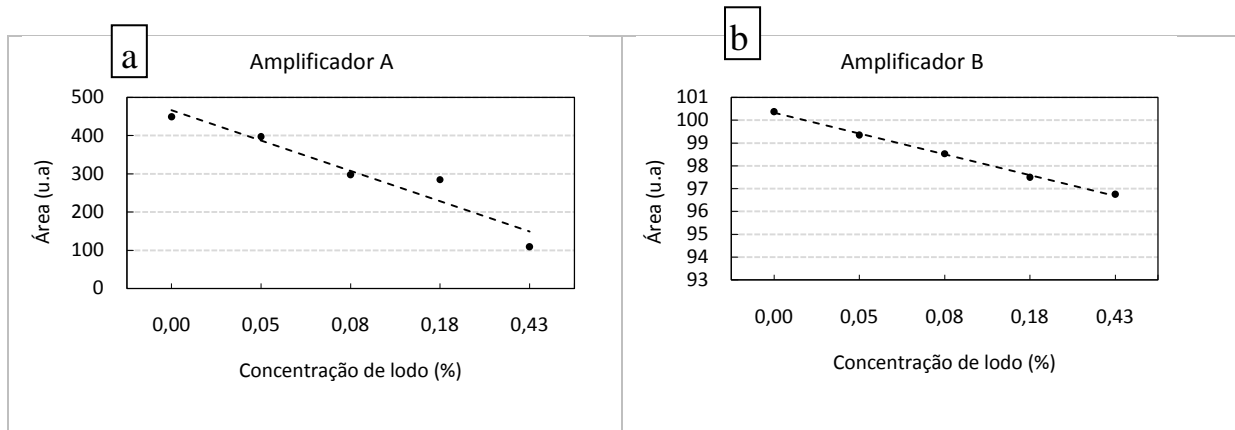


Figura 5-14- Curva de calibração com os valores das áreas sob a curva pelo método ultrassônico associadas às respectivas concentrações de sólidos totais pelo método gravimétrico obtidas (a) com o amplificador A (b) e com o amplificador B.

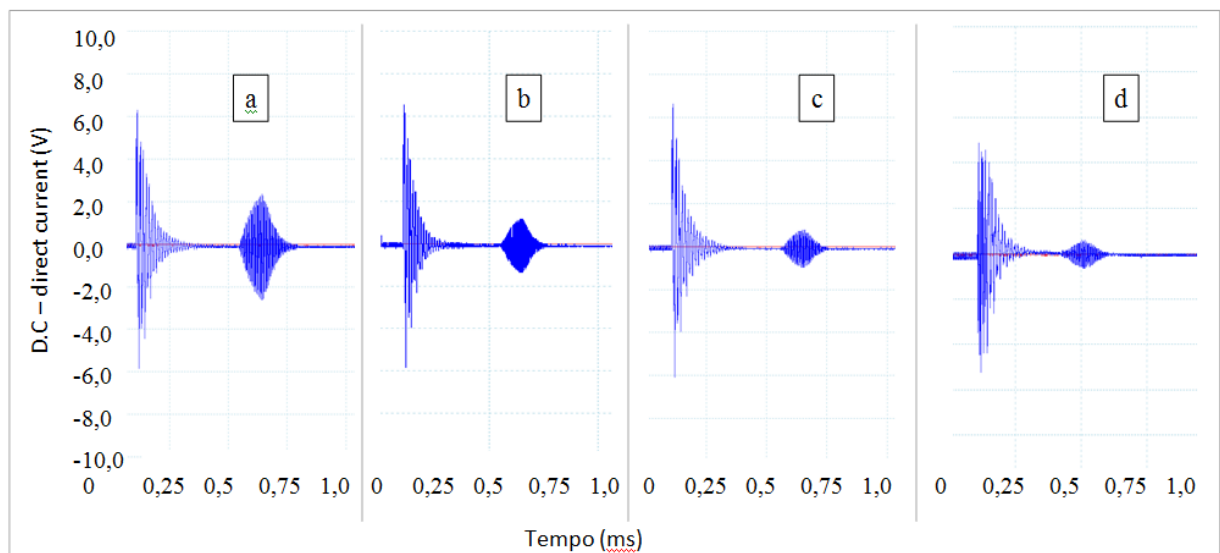


Figura 5-15- Imagem de uma onda gerada pelo software Picoscope para as concentrações de 0%(água de torneira) (a), 0,05% (ponto de amostragem 2,10) (b), 0,18%(ponto de amostragem 1,60) (c) e 0,43% ST (ponto de amostragem 1,10) (d).

Os resultados obtidos mostraram que a atenuação das ondas ultrassônicas é diretamente proporcional a quantidade de sólidos suspensos, fato este que está em concordância com os resultados experimentais reportados por Bond *et al.*(2003), Chen *et al.* (2007), Eska *et al.* (1980), Speltet *al.* (2001), Zheng & Zhang (2004), Magalhães *et al.*(2016) e Upadhyaya&Sharmab (2017). Magalhães *et al.*(2016) em seu estudo sobre o efeito da concentração de sólidos inorgânicos e da mudança de densidade do meio líquido encontrou que, a atenuação total das ondas ultrassônicas é fruto da ação conjunta das propriedades das fases líquidas e sólidas.

De posse da curva de calibração procedeu-se com a análise de 36 leituras feitas com a sonda ultrassônica, totalizando 245 dias de operação contínua do sensor. Por meio de interpolação linear do da curva de calibração obtiveram-se os valores da concentração de sólidos pelo método ultrassônico. Esses valores foram comparados aos valores obtidos pelo teste gravimétrico para determinação da concentração de sólidos totais, conforme apresentado na Figura 5-16. O número de dados obtidos em cada ponto de amostragem do reator UASB para cada um dos dois amplificadores está expresso na Tabela 7.

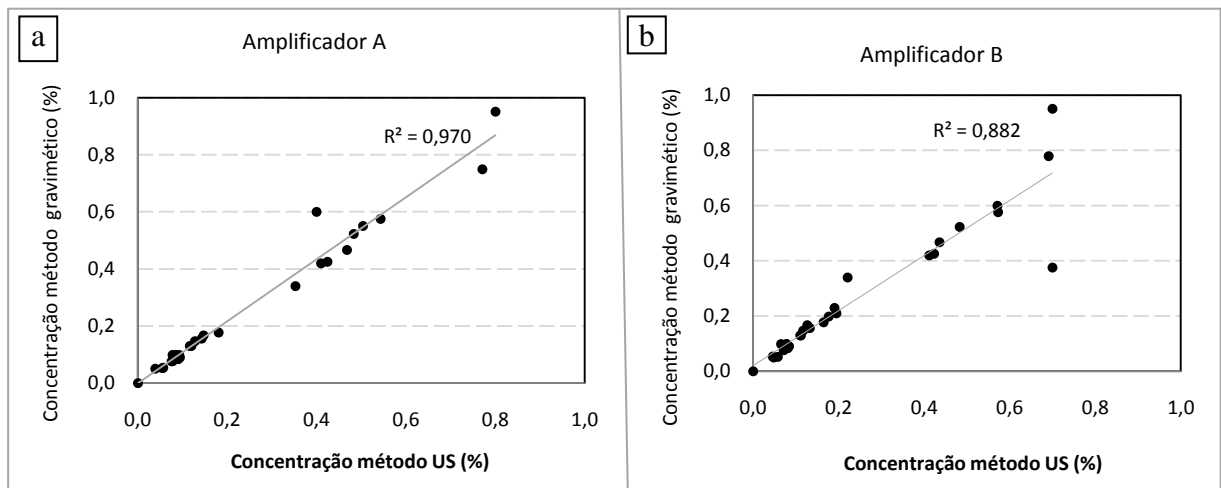


Figura 5-16- Correlação linear entre a concentração de sólidos totais medida pela sonda (US) e a concentração de sólidos totais feita pelo método gravimétrico (a) utilizando-se o amplificador A e (b) o amplificador B.

Tabela 7- Número de dados em cada ponto de amostragem para o Amplificador A e o Amplificador B.

Altura de amostragem (m)	Número de dados	
	Amplificador A	Amplificador B
2,1	13	23
1,6	3	2
1,1	11	10

Os coeficientes de correlação obtidos, $R^2=0,970$ e $0,882$, para os amplificadores A e B, respectivamente sugerem uma forte correlação entre a concentração de sólidos totais obtida pelo sensor ultrassônico e pelo método gravimétrico. O amplificador A apresentou melhor correlação entre as medidas, muito em função da melhor resolução das imagens obtidas, que permitiu a visualização da reflexão de fundo com mais clareza em todas as campanhas amostrais.

Os valores de erro relativos médios encontrados para o amplificador A associados aos pontos de amostragem de lodo no reator UASB foram 9%, 3% e 2% correspondentes às alturas de 1,10, 1,60 e 2,10 m, respectivamente. Já para o amplificador B os valores de erro relativo médio foram 8%, 4% e 3%, para as mesmas alturas de amostragem. A partir destes resultados nota-se que o erro relativo é proporcional à concentração de sólidos totais no reator, uma vez que concentrações superiores de sólidos estão presentes nos pontos de amostragem de menor altura. A progressão do valor do erro em função do aumento da concentração de sólidos pode estar associada à proximidade das concentrações observadas ao limite de detecção do aparelho (1%).

Observou-se que o aumento mais acentuado do erro ou o afastamento do valor de concentração de sólidos entre os dois métodos testados se deu nos últimos 55 dias da pesquisa, observados com o uso do amplificador B, uma vez que o amplificador A interrompeu o funcionamento no 28º dia. Parte do erro observado pode ser devido às variações abruptas na vazão afluyente ao reator UASB, causadas por avarias na bomba de alimentação do reator. Tais oscilações na vazão produziram no reator um ambiente díspar ao que foi experimentado na construção da curva de calibração. A variação na velocidade ascensional, aliado às interações entre o gás, o líquido e os sólidos, causam intensa movimentação de massa no reator UASB, conforme noticiado por Cruz *et al.*, (2016), Peña, Mara & Avella (2006) e Iliuta *et al.* (1998). Essas variações fazem com que haja a distribuição não homogênea de sólidos (ou diferente daquela observada na curva de calibração) na seção de controle, que é o tubo de PVC perfurado.

Outro fator que pode influenciar a atenuação das ondas sonoras é o tamanho das partículas que interagem com as ondas ultrassônicas (TEIXEIRA, 2019). Tanto partículas muito pequenas quanto partículas grandes podem interferir no resultado da atenuação (DUKHIN & GOETZ, 2002). Para Abda *et al.*, (2009a) o principal obstáculo da aplicação da tecnologia de ultrassom é a diversidade de tamanhos e de natureza de sólidos suspensos, que podem ter comportamentos acústicos completamente diferentes entre si. Desse modo, a relação entre a atenuação das ondas sonoras e o tamanho das partículas para o caso específico do sensor estudado deve ser mais bem investigado. Apesar do tamanho da maioria das partículas de lodo no início da pesquisa estarem abaixo de 0,3 mm, a literatura aponta grande diversidade de tamanhos e natureza no lodo do reator UASB.

O erro sistemático também pode ter contribuído para as disparidades entre o valor medido pelo sensor e a real concentração de sólidos no reator UASB. Como explicitado no Capítulo 3 “Material e Métodos” após as medidas com o sensor ultrassônico procedia-se com a coleta de amostras de lodo para o teste gravimétrico. O tempo gasto entre o fim das medidas com o sensor

e a coleta da amostra de lodo pode ter sido suficientemente longo a ponto de alterar as características da manta de lodo, tendo-se assim resultados de concentrações de lodo pelos métodos ultrassônicos e gravimétricos não correspondentes.

Além das condições físicas do meio, o sistema sensor-suporte pode guardar grande relação com o erro observado na medida. McClements (2006) afirma que em sistemas que utilizam a técnica de pulso-eco, como no caso da presente pesquisa, alguns dos fatores mais importantes a serem considerados são o paralelismo das superfícies de reflexão, as flutuações de temperatura do meio e as reverberações nas paredes das células que causa as perdas por difração. Desses fatores, o último tem particular interesse, dado as condições observadas no sensor, uma vez que a temperatura no reator UASB é estável e o fundo de vidro estava paralelo ao transdutor.

As reflexões das ondas causadas pelas paredes laterais podem causar erro na leitura quando não se considera o diâmetro do feixe ultrassônico. Segundo McClements (1991) o tamanho do feixe é proporcional ao diâmetro do transdutor que gerou a onda, e a medida que elas se afastam do transdutor a amplitude do feixe se torna cada vez maior. Se o ângulo de propagação do feixe for grande o suficiente, parte do ultrassom pode ser refletida nas paredes laterais e interferir nas ondas que viajam diretamente através dele. A fim de evitar tal problema, é importante levar em consideração o ângulo de espalhamento do feixe e as dimensões laterais da seção de controle ao projetar experimentos (MCCLEMENTS, 1991; MCCLEMENTS, 2006).

Na construção do suporte de PVC não foram levadas em conta as considerações supracitadas, podendo essa ser uma importante fonte de erro dos valores medidos da concentração de sólidos observados pelos métodos ultrassônicos e pelo método gravimétrico.

5.4.3 Controle de Sólidos no Reator UASB

A concentração de sólidos suspensos no efluente do reator UASB foi monitorada a fim de se avaliar o desempenho do sensor ultrassônico para o controle de sólidos e qualidade do efluente, conforme a Figura 5-17. Monitorou-se a concentração de SST no efluente pelo mesmo período em que a sonda esteve em funcionamento, 245 dias. A média de valores de sólidos suspensos no efluente para todo o período foi de 0,07%.

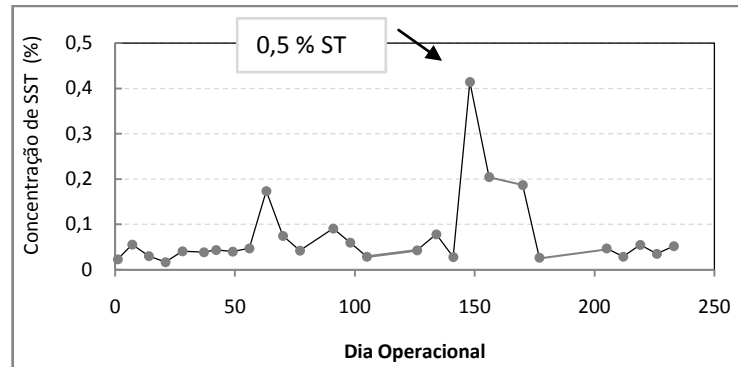


Figura 5-17- Série histórica da concentração de SST no efluente do reator UASB com a utilização da sonda ultrassônica para o controle da manta de lodo.

No dia operacional 210 foi constatada pela sonda na altura de amostragem de 2,1 m a concentração de ST de 0,5% (conforme indicado pela seta). No mesmo dia noticiou-se a concentração de SST de 0,42% no efluente, indicado pelo teste gravimétrico. O valor de concentração no compartimento de digestão apontado pela sonda subsidiou o descarte do lodo aproximadamente 8 m³ de lodo do ponto de amostragem de 1,6 e 1,1 m juntos. Após o descarte foram observados valores de concentrações médias de SST no efluente de 0,04%.

De acordo com Lobato *et al.*, 2018 em termos práticos quando se observa a concentração de lodo no último ponto do compartimento de digestão maior que 0,5% tem-se o indicativo da necessidade do descarte de lodo. Para o volume de lodo a ser descartado e a altura do referido descarte foram considerados outros aspectos, como a AME e o perfil vertical de sólidos no reator UASB.

5.4.4 Integridade Física do Aparato Experimental

A Figura 5-18 mostra os suportes de PVC e de aço no início da pesquisa (a), 120 dias após o início da operação (b) e no último dia de monitoramento do experimento (dia operacional 245) (c).

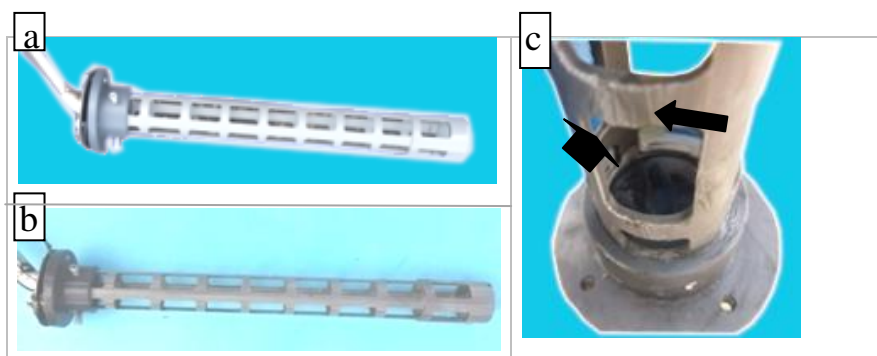


Figura 5-18- Suportes de aço inox e PVC utilizados no início do experimento (a), 120 dias após (b) e no último dia operacional (245º dia) (c).

Foi observada na superfície do suporte de PVC a mudança de coloração em alguns pontos, conforme destacado na Figura 5-18-c, possivelmente causado pelo ataque superficial à estrutura. Todavia, o dano observado aparentemente não alterou a resistência mecânica do tubo de PVC, que esteve apto ao uso proposto durante toda a pesquisa.

Após 210 dias de funcionamento ininterrupto o sensor cessou seu funcionamento de modo repentino. Foi identificada a presença de líquido (esgoto) e lodo no interior do transdutor. Apesar de a parte externa ter sido fabricada em ABS (Acrilonitrilabutadieno estireno), um plástico altamente resistente e impermeável (SANTOS, 2013), observou-se pequenas aberturas nas junções da estrutura e no orifício por onde o fio de alimentação tinha acesso à parte interna do sensor. Constatou-se que o circuito interno apresentava-se isolado por uma camada de resina impermeabilizante e, a interrupção do funcionamento se deu devido à desconexão do fio de alimentação à placa elétrica do sensor, como mostrado na Figura 5-19-a e destacado na Figura 5-19-b. O descolamento do fio pode ter sido em função de movimentos abruptos durante o manuseio do sensor ou ainda, devido ao ambiente úmido contínuo criado no interior do transdutor não ser propício para o tipo de impermeabilização aplicada.

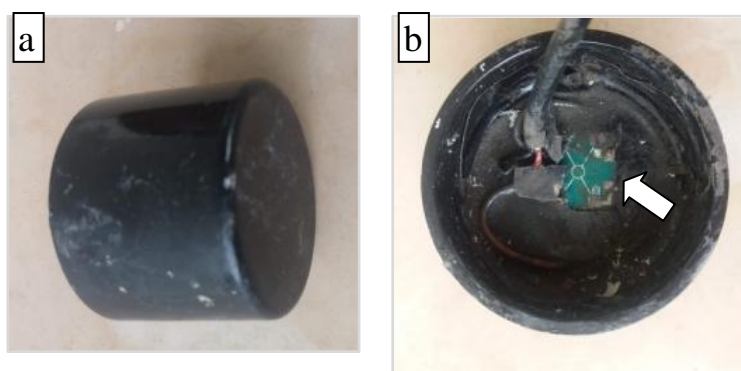


Figura 5-19-Vista da porção externa do sensor ultrassônico (a) e no interior do transdutor após a abertura da tampa, com destaque para o fio desconectado da placa do circuito elétrico (b).

Depois de constatada a interrupção do funcionamento, o sensor ultrassônico foi imediatamente substituído por outro do mesmo modelo, assim, as análises não foram descontinuadas.

6 CONCLUSÕES

6.1 *Aptidão do lodo granular para inoculação de reator UASB*

A partir dos resultados de perfil de lodo e de granulometria foi constatada a diminuição da massa de STV (de 109 para 73 kg) e do diâmetro dos grânulos, principalmente nas camadas inferiores do reator, onde se encontrava o lodo mais concentrado. Esses resultados sugerem que nos primeiros 70 dias de pesquisa houve a desintegração ou a lavagem do lodo.

As imagens de MEV indicaram que os grânulos analisados apresentavam morfologia conforme descrito na literatura e evidenciaram o modelo de granulação conhecido como Modelo das Múltiplas Camadas (*Multi-layer model*) nos grânulos analisados. O valor de atividade do lodo apresentou pequenas variações ao longo do tempo e média de $0,10 \text{ kg DQO-CH}_4.\text{kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

Corroborando com as análises de evolução das características físicas do lodo, as concentrações e eficiências de remoção de matéria orgânica sugeriram dois períodos bem definidos no qual se percebeu a melhora progressiva de desempenho do reator, a partir da desagregação do lodo granular e estabelecimento da biomassa flocculenta. Foram constatadas eficiências de remoção para as fases 1 e 2 de DQO total de 39 e 73%, de DBO de 55 e 75% e de SST de 74 e 82%, respectivamente. Em relação à DQO filtrada, as eficiências de remoção foram de 77 e 82 %, para as fases 1 e 2, respectivamente.

A desagregação do lodo reportada nessa pesquisa pode estar relacionada ao fato de que o esgoto doméstico possui baixa concentração de EPS e DQO rapidamente acidificável. Segundo a literatura consultada, esse fato pode ter prejudicado a transferência de massa do substrato para o grânulo. Após 70 dias de operação, constatou-se o aumento de material particulado na estrutura do grânulo, que pode estar relacionado à alta concentração desse material no esgoto afluente.

6.2 *Tecnologia de Ultrassom para o Controle de Sólidos em Reatores UASB*

Ao longo dos 245 dias de operação, toda a estrutura do sensor mostrou-se apropriada e resistente, não tendo sido observados danos que comprometessem a sua integridade física.

Os resultados obtidos com sensor ultrassônico mostraram excelente correspondência com a concentração de sólidos obtida pelo método gravimétrico, para os dois amplificadores

testados. Os erros observados entre as medições podem estar associados ao movimento de associado à hidrodinâmica no interior do reator, que podem causar padrões de agregação de sólidos diferentes daqueles observados no momento da curva de calibração. A progressão do erro relativo foi proporcional ao aumento da concentração de sólidos, que por sua vez se dá em função do decréscimo dos pontos de amostragem em relação ao fundo do reator.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados experimentais e das discussões feitas ao longo desta dissertação, são recomendados os seguintes itens para a continuidade e refinamento da pesquisa tanto sobre a inoculação de lodo granular aplicado ao tratamento de esgoto doméstico, quanto à aplicação do sensor ultrassônico para controle da manta de lodo.

7.1 *Inoculação de Lodo Granular*

- Submeter o reator UASB a regimes hidráulicos variáveis, com o aumento progressivo da velocidade ascensional acima de $0,4 \text{ m.h}^{-1}$, com o intuito de promover a lavagem do lodo de forma intencional e controlada. Assim, a biomassa com melhor sedimentabilidade poderia ser selecionada no reator;

7.2 *Sensor Ultrassônico*

- Avaliar a utilização do sensor em um reator UASB com hidrograma típico de vazão a fim de se verificar o comportamento das ondas ultrassônicas em ambiente com intensas e não regulares movimentações de massas;
- Realizar ajustes no aparato experimental visando a redução dos erros e possíveis danos à estrutura. Para tanto, recomenda-se desenvolver um o suporte para a sonda que leve em consideração a área do feixe ultrassônico para possivelmente minimizar as discrepâncias causadas pelas reflexões das paredes do suporte de PVC.E, promover a vedação externa do sensor de modo que não haja a entrada de sólidos (lodo) e esgoto no interior do sensor e esses compostos não possam causar danos à placa elétrica do transdutor;
- Realizar correlação entre a velocidade de propagação da onda ultrassônica e a concentração de sólidos ao invés da amplitude do sinal refletido, para que se possa avaliar a metodologia que apresenta menos variabilidade nos dados;
- Aplicação de frequências acima de 200 kHz para a verificação da possibilidade do aumento do limite de detecção do sensor ultrassônico.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDA, F.; AZBAID, A.; ENSMINGER, D.; FISCHER S.; FRANÇOIS, P.; SCHMITT, P.; PALLARÈS, A. Ultrasonic device for real time sewage velocity and suspended particles concentration measurements. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE. *Proceedings...*Edinburgh: IWA, 2008.

ABREU, E. F. e ARAÚJO, J. C. Ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) para Lodos Anaeróbios. Procedimento Operacional Padrão. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 2011. 27p. Documento da Rede PROSAB Microbiologia para o Saneamento Ambiental. Área: Bacteriologia. Disponível em: <<http://www.prosabmicrobiologia.org.br/rede/manuais>> Acesso em: 26 Agosto 2018.

AHN, Y.; SONG, Y. J.; LEE, Y. J. S.; PARK, S., 2002. Physicochemical Characterization of UASB Sludge with Different Size Distributions. *Environmental Technology. Sci.*, 23 (8): 889-897.

AIYUK, S. FORREZA, I.; LIEVENA, D. K.; HAANDEL, V. A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 97, n. 17, p.2225-2241, 2006.

AIYUK, S.; VERSTRAETE, W. Sedimentological evolution in an UASB treating SYNTHESIS, a new representative synthetic sewage, at low loading rates. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 93, n. 3, p.269-278, 2004.

ALMEIDA, P.G.S.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; da SILVA, B.S.; AZEVEDO, L.S.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário- Parte 6: Qualidade do efluente. *Sabesp:Revista DAE*, [s.l.], v. 66, n. 214, p.90-108, 2018.

ALPHENAAR, A. Anaerobic granular sludge: characterization, and factors affecting its functioning. 1994. Tese Doutorado. Landbouwniverse Wageningen.

ALVES, Inaê. Caracterização de grânulos de reator UASB empregado no processamento da vinhaça. 2015. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd ed. Washington: American. Public Health Association, 2012. 1082 p.

ARAÚJO, J.C; TÉRAN, F.C; OLIVEIRA, R.A; NOUR, E.A; MONTENEGRO, M.A.P; CAMPOS, J.R; VAZOLLER, R, F. Comparison of hexamethyldisilazane and critical point drying treatments for SEM analysis of anaerobic biofilms and granular sludge. *Journal of Electron Microscopy*, v. 52(4), p: 429–433. 2003.

BAMBERGER, J.A; GREENWOOD, M.S. Measuring fluid and slurry density and solids concentration non-invasively. *Ultrasonics*, v. 42, n. 1-9, p. 563-567. 2004.

BARBOSA, R.A.; SANT' ANNA Jr, G.L. Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. *Water Resource*, v. 12, p 1483-1490. 1989.

BATSTONE, D.; KELLER, J.; NEWELL, B.; NEWLAND, M. Model development and full scale validation for anaerobic treatment of protein and fat based wastewater. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8, 1999, Japão. Proceedings...Japão: IWA, 1999.

BITTON, G. Wastewater Microbiology. 3. ed. Gainesville: Wiley-liss, 2005. 746 p.

BOND, L. J.; FLAKE, M.; B. TUCKER; JUDD, K.; BOUKHYN, M (2003) Physics of Phacoemulsification. In Proceedings, 5th World Congress on Ultrasound. France.

BRASIL - Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018.

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment processes. Water SA, v. 1, n. 24, p. 49-56, 1998.

CAMPOS, C. M. M.; LUIZ, F. A. R.; BOTELHO, C. G.; DAMASCENO, L. H. S. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 28, n. 6, p. 1376-1384, 2004.

CARLSON, J. E.; STENER, J.; SAND, A.; PÅLSSON, B.I. Monitoring local solids fraction variations in multiphase flow using pulse-echo ultrasound. In: 2015 International Congress on Ultrasonics, 2015, Metz. Proceedings...Metz: Georgia Tech Lorraine, 2015.

CHEEKE, J. D. N. Fundamentals and Applications of Ultrasonic Waves. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2012, 504p.

CHEN, A. Q.; FREEAR, S.; COWELL, D. M. J. Measurement of Solid in Liquid Content Using Ultrasound Attenuation. In: 5th World Congress on Industrial Process Tomography, Bergen, Norway, 5., 2007, Bergen. Proceedings...Bergen: International Society for Industrial Process Tomography, 2007.

CHERNICHARO, C. A. de L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p.

CHERNICHARO, C. A. L. van LIER, J.B.; NOYOLA, A.; BRESSANI-RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews In Environmental Science And Bio/technology*, [s.l.], v. 14, n. 4, p.649-679, 21 set. 2015. Springer Nature.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; GARCIA, G.B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C.J.; POSETTI, G. C.; ROSSETO, M. A. L. L.; ROSSETO R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. *Sabesp: Revista DAE*, [s.l.], v. 66, n. 213, p.5-19, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; PEGORINI, E. S.; POSETTI, G. C.; MIKI, M. M.; SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário- Parte 1: Tópicos de Interesse. *Sabesp: Revista DAE*, [s.l.], v. 66, n. 214, p.90-108, 2018.

CHUNJUAN, D.; AN, F. Anaerobic Granulation in Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) Reactor Seeded with Digestion Sludge for Treatment of Actual Coking Wastewater. In: 5th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, 5.,2010, Wuhan. Proceedings...Wuhan: IEEE, 2010.

COLLINS, G.; MAHONY, T.; O'FLAHERTY, V. Stability and reproducibility of low-temperature anaerobic biological wastewater treatment. *Fems Microbiology Ecology*, [s.l.], v. 55, n. 3, p.449-458,v2006.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 01*, de 05 de maio de 2008. 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, e dá outras providências. Belo Horizonte: COPAM; CERH, 2008.

Cruz, D. B.; Arantes, E. J.; Carvalho, K. Q. de; Passig, F. H., Kreutz, C. , Gonçalves, M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.21, n.4, p. 721-730. 2016.

DUBÉ, C, D.; GUIOT, S. R. Characterization of the protein fraction of the extracellular polymeric substances of three anaerobic granular sludges. *Amb Express*, [s.l.], v. 9, n. 1, p.1-13, 2019.

DUKHIN, A.S.; GOETZ P.J. Ultrasound for characterizing colloids: Particle sizing, Zeta potential, Rheology. Amsterdã: Elsevier, 2002. 372 p.

ESKA, G.; NEUMAIER, K.; SCHOEPE, W.; UHLIG, K.; WIEDEMANN, W; WÖLFLE. P. First-Sound Attenuation and Viscosity of Superfluid. *Physical Review Letters*, v. 44, p.1337-1340, 1980.

GOMEZ, C. Y. LETSIOU, I. OZTURK, I. EROGLU, V. WILDERER, P. A. Identification of Archaeal population in the granular sludge of an UASB reactor treating sewage at low temperatures . *Journal of Environmental Science and Health*, v. 43, n. 13,p. 1504 – 1510. 2008.

GONZALEZ-GIL, G.; Lettinga, G.; Kleerebezem, R.; Seghezze, L. Kinetics and mass-transfer phenomena in anaerobic granular sludge. *Biotechnology And Bioengineering*, [s.l.], v. 73, n. 2, p.125-134, 2001.

GROTEHUIS, J.T.C.. Structure and stability of methanogenic granular sludge. (1992) TeseDoutorado. Landbouwniverse Wageningen.

GUIOT, S.R.; ARCAND, Y.; CHAVARIE, C. Advantages of fluidization on granule size and activity development in upflow anaerobic sludge bed reactors. *Water Science and Technology*, v. 26, p 897–906. 1992.

HARMSSEN, H. J. M.; AKKERMANS, A. D. L.; STAMS, A. J. M.; DE VOS, W. M. Population dynamics of propionate-oxidizing bacteria under methanogenic and sulfidogenic conditions in anaerobic granular sludge. *Applied Environmental Microbiology*, v 62, p 2163–2168, 1996.

HENZE, M.; LOOSDRECHT, M.; EKAMA, G.; BRDJANOVIC, D. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. *IWWA Publishing*. 528 p. 2008.

HULSHOFF POL, L.W. The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. 1989. 128 f. Tese Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 1989.

HULSHOFF POL, L.W.; DE ZEEUW, W. J.; VELZEBOER, C.T.M.; LETTINGA G. Granulation in UASB reactors. *Water Science Technology*, v. 15, p 291–304. 1983.

HULSHOFF POL, L.W.; LETTINGA, G.; LENS, P.N.L. Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, v. 38, p. 1376-1389, 2004.

ILIUTA, I.; THYRION, F.c.; MUNTEAN, O.. Axial Dispersion of Liquid in Gas-Liquid Cocurrent Downflow and Upflow Fixed-Bed Reactors with Porous Particles. *Chemical Engineering Research and Design*, [s.l.], v. 76, n. 1, p.64-72, jan. 1998. Elsevier BV.

JEONG, H. S.; KIM, T. H.; YEOM, S. H.; SONG, B. K.; LEE S. I. Facilitated UASB granule formation using organic-inorganic hybrid polymers. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 89-94, 2005.

JIAN, C.; SHI-YI, L. Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science Technology*, v. 28, n. 7, 171-178, 1993.

JIANG, J.; Wu, J.; Zhang Z.; Poncin, S.; Falk, V.; Li, H. Z. Crater formation on anaerobic granular sludge. *Chemical Engineering Journal*, [s.l.], v. 300, p.423-428, set. 2016. Elsevier

KALOGO, Y.; VERSTRAETE, W. Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor Technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, v. 15, p. 523-534, 1999.

KARNOVSKY MJ. A formaldehyde-glutaraldehyde fixative of high osmolality for use in electron microscopy. *Journal of Cellular Biology*. v. 27, p. 137-138. 1965.

KIM, H. N; SUSLICK, K. The Effects of Ultrasound on Crystals: Sonocrystallization and Sonofragmentation. *Crystals*, v. 8, n. 7, p. 2-20, 2018.

KOTZÉL,R.; HALDENWANG, R.; FESTER, V.; RÖSSLE,W. A feasibility study of in-line rheological characterisation of a wastewater sludge using ultrasound technology. *Water SA*. v. 40, n. 4. 2004.

LAGUNA, A.; OUATTARA, A.; GONZALEZ, R.; O, BARON, O, FAMA, G., EL MAMOUNI, R., GUIOT, S., MONROY, O, MACARIE, H. A simple and low-cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 8, p. 1-8, 1999.

LAWLER,D.M..The importance of high-resolution monitoring in erosion and deposition dynamics studies: examples from estuarine and fluvial systems. *Geomorphology*. v. 64, n. 2, p. 1-23. 2005.

LENS, P.N.L; DE BEER D.; CRONENBERG, C. C.H.; HOUWEN, F.P.; OTTENGRAF, S. P.P.; VERSTRAETE, W. H. Heterogeneous distribution of microbial activity in methanogenic aggregates: pH and glucose microprofiles. *Applied Environmental Microbiology*, v 59, p 3803–3815. 1993.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W. UASB - Process design for various types of wastewaters. *Water Science Technology*, v. 24, n. 8, p. 87-107, 1991.

LI, W.W.; YU, H.Q., Physicochemical characteristics of anaerobic H₂-producing granular sludge, *Bioresource Technology*, v. 102, p. 8653–8660. 2011.

LI, J. S. Ultrasonic cleaning of nylon microfiltration membranes fouled by Kraft paper mill effluent. *Journal of Membrane Science*, v. 205, n 1-2, p. 247-257, 2011.

LIM, S. J.; KIM, T. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes. *Biomass And Bioenergy*, [s.l.], v. 60, p.189-202, jan. 2014. Elsevier BV.

LIRA, Valnyr Vasconcelos. Automação de um sistema de tratamento de esgotos baseado no processo de lodo ativado. 2001. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2001.

LIU, Y-Q.; LIU, Y.; TAY, J-H. The effects of extra cellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 65, p. 143–148, 2003.

LOBATO, L.C. S.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; DA SILVA, B. S.; FLÓREZ, C. A. D.; NEVES, P.N.P.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário. Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma. *Sabesp: Revista DAE*, [s.l.], v. 66, n. 214, p.30-55, 2018.

LOBATO, Livia Cristina da Silva. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. 2011. 187 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LU, J. U; DU, X.; LIPSCOMB, G. Cleaning membranes with focused ultrasound beams for drinking water treatment. *Ieee International Ultrasonics Symposium*, [s.l.], p.1-10. 2009.

MACLEOD, F. A.; GUIOT, S. R.; COSTERTON, J. W. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied Environmental Microbiology*. v. 56, n 6, p.1598–1607, Jun. 1990.

MAGALHAES, S.C.; SCHEID, C.M.; CALÇADA, L.A.; L.M.M. LUTTERBACH; R.S. REZENDE; WALDMANN, A.T.A.. (2016) Real time prediction of suspended solids in drilling fluids. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*. v 30, p. 164-175.

MAN, A. W.A.; VAN DER LAST, A. R. M.; LETTINGA, G. The Use of EGSB and UASB Anaerobic Systems for Low Strength Soluble and Complex Wastewater at Temperatures Ranging From 8 to 30° C. *Water Pollution Control*. v. 5, p197-2019. 1988.

MCCARTY, J. P. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology*, v. 15, n. 2, p. 320-331, 2001.

MCHUGH, S.; O'REILLY, C.; MAHONY, T.; COLLERAN, E.; O'FLAHERTY, V. Anaerobic granular sludge bioreactor technology. Reviews in: *Environmental Science and Bio-Technology*, v.2: p. 225-245, 2003.

MELO, Déborah de Freitas. Estudo da influência da quantidade de lodo na produção de biogás em reator UASB tratando esgoto doméstico. 2015. 99 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

MEURSING, E.; WIERSMA, M.; HOEP, M.; YNTEMA, D.; WAGTERVELD, M.; AZEVEDO, L.S.; NEVES, P.N. P.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHERNICHARO, C.A.L.; AGOSTINHO, L.L.F. The use of single emitter ultrasound sensors to detect solid particle concentrations in UASB reactors. In: Anaerobic Digestion Conference AD 16. 15., 2019. Delft. Proceedings... Delft: IWA, 2019.

MIKI, K. M. Práticas operacionais e de empreendimentos: Dilemas do UASB. *Sabesp: Revista DAE*, v. 183, n. 1504, p. 25-37, 2010.

MUDA, K.; ARIS, A.; SALIM, M.R.; IBRAHIM, Z.; YAHYA, A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; AHMAD, A., 2010. Development of granular sludge for textile wastewater treatment. *Water Research*, v. 44, n. 15, p. 4341–4350.

NAN, J.; MING-XU, S.; XIAO-SHU, C. Particle size distribution measurement based on ultrasonic attenuation spectra using burst superposed wave. *Results in Physics*, v 13, sn, p 1-7, 2019.

NASCIMENTO, D. C.; TIBANA, R. A.; MELO, G. F.; PRESTES, J. Testes De Normalidade Em Análises Estatísticas: Uma Orientação Para Praticantes Em Ciências Da Saúde E Atividade Física. *Revista Mackenzie de Educação Física e Esporte*, v. 14, n. 2, p. 73-77, 2015.

NOYOLA, A.; MORENO, G. Granule production from raw waster activated sludge. *Water Science and Technology*, v30, p 339–346. 1994.

OLIVA, L. C. H. V. Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas às sobrecargas hidráulicas. 1997. 218 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

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, 2005, p. 347-357.

OWUSU-AGYEMAN, I.; PLAZA, E.; CETECIOGLU, Z. The study of structure of anaerobic granules and methane producing pathways of pilot-scale UASB reactors treating municipal wastewater under sub-mesophilic conditions. *Bioresource Technology*. v 290, n 121733. 2019.

PASSETO, W. Tubos de PVC coletores de esgotos prediais e despejos industriais. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, 13., Paraguai, 1972. São Paulo: SABESP, 1972.

PAVANELLI, D.; BIGI, A. Indirect Methods to Estimate Suspended Sediment Concentration: Reliability and Relationship of Turbidity and Settleable Solids. *Biosystems Engineering*, v. 90, n. 1, p. 75–83, 2005.

PEÑA, M.R.; MARA, D.D.; AVELLA, G.P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. *Water Research*, [s.l.], v. 40, n. 3, p.445-452, 2006.

PEREBOOM, J. H. F. Size distribution model for methanogenic granule development in fullscale UASB and IC reactors. *Water Science Technology*, v.30, n. 12, p. 211–221, 1994.

PEREIRA, Jackson de Oliveira. Desenvolvimento de reator UASB com duplo estágio de coleta

de biogás (decb), aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, objetivando o controle da espuma e a granulação do lodo. 2012. 187 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PÉTRIER, C. The use of power ultrasound for water treatment. *Oxford: Wood head Publishing*. [s.l.], p.939-972, 2015.

PIEROTTI, Sulita Mendes. Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis. 2007. 156 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

POHLAND, F. G.; MAYER, P. R. Landfill stabilization with leachate recycle. In: THIRD ANNUAL ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND SCIENCE CONFERENCE, 3., 1973, Louisville. Proceedings...Louisville: IWA, 1973.

POWLES, A.E.J.; MARTIN, D.J., I.T.P.; WELLS & C.R. Goodwin. *Physics of Ultrasound. Elsevier*. 202 p. 2018.

PROCÓPIO, Patrícia Pontes. Reatores UASB Aplicados Ao Tratamento Combinado de Esgotos Sanitários e Lodo Excedente de Filtro Biológico Percolador. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 198p, 2003.

PUSPENDU, B.; GHANGREKAR, M. M. Required minimum granule size in UASB reactor and characteristics variation with size. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 5, p. 994 -999. 2007.

QUARMBY, J.; FORSTER C.F. An examination of the structure of UASB granules. *Water Research*. v. 29, n 11, November 1995, p. 2449-2454.

RAPOSO, J. Neurosonologia vascular: Ultrassonografia vascular / Eco-Doppler em Neurologia. E-Book. 2006. 105 p.

RICHARDS, S. D., HEATHERSHAW, A. D., AND THORNE, P. D. The effect of suspended particulate matter on sound attenuation in seawater. *Journal of the Acoustical Society of America*. v. 100, p. 1447–1450. 2002.

RIZVI, H, AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, [s.l.], v. 8, n. 6, p.780-786, nov. 2015.

ROCHA, A. L. C. R. Higienização de lodo anaeróbio de esgoto por meio alcalino- Estudo de caso da ETE Lages, Aparecida de Goiânia-GO. 2009. 118 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

SABRY, T. Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shock loads. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 4073-4077. 2008.

SANTOS, G.; MATEO, M. M.; PÉREZ, A. N.; SUERO, A.M.; NÚÑEZ, A.O.; VENTURA, B. M.; ORTIZ, E.; ESCORBORES, I.; FÉLIZ, I. R. Estudio de Factibilidad Bloques de Hormigóncon Agregado de Residuo Plástico ABS. In: ELEVENTH LACCEI LATIN

AMERICAN AND CARIBBEAN CONFERENCE FOR ENGINEERING AND TECHNOLOGY, 11., 2013, Cancun. *Proceedings...* Cancun: LACCEI, 2013.

SCHMIDT, J. E.; AHRING, B.K.; Review: granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology Bioengineering*, v 49, p 229–46. 1996.

SEGHEZZO, Lucas. *Anaerobic Treatment of Domestic Sewage in Subtropical Regions*. 2004. 172 f. Tese. Wageningen University, Wageningen, 2004.

SHIN, H. S. BAE, B. UK. OH, S. E. Preservation Characteristics of Anaerobic Granular Sludge. *Biotechnology letters*. v, 15, n. 5. p 537-542. 1993.

SKIADAS, I, V.; GAVALA, H. N.; SCHMIDT, J. E.; AHRING, B. K. Anaerobic Granular Sludge and Biofilm Reactors. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, v. 82, n.2, p. 36-61, 2003.

SOOG, Y., GAMWOS, I. K. HARKE, F. W. BLACKWELL, A. G. SCHEHL, R.R. ZAROCHAK, M. F. Measurement of Solids Concentration by an Ultrasonic Transmission Technique. *Chemical Engineer and Technology*. v. 20, p. 47-52. 1997

SOUZA, Cláudio Leite. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 127p, 2010.

SPELT, P. D. M.; SELERLAND, T.; LAWRENCE, C. J.; LEE, P. D. Simulation of the progression of a liquid/gas interface through an array of cylinders. In: 54th Annual Meeting of the Division of Fluid Dynamics. *Proceedings...* San Diego: APS Physics, 2007.

STENER, J. F.; CARLSON, J. E.; SAND, A.; PÅLSSON, B. Monitoring mineral slurry flow using pulse-echo ultrasound. *Flow Measurement and Instrumentation*. v. 50, p.135–146. 2016.

SUBRAMANYAN, R. Physicochemical and Morphological Characteristics of Granular Sludge in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. *Environmental Engineering Science*. v, 30, n. 5. p. 201-212. 2013

SUDMALIS, D.; GAGLIANO, M.C.; PEI R.; GROLLE K.; PLUGGE C.M.; Rijnaarts, H.H.M.; Zeeman G.; Temmink H. Fast anaerobic sludge granulation at elevated salinity. *Water Research*. v. 128, p. 293-303. 2018.

TANAHASHI, Enio Ito. *Desenvolvimento da Técnica de Ultrassom para Medição da Fração de Vazio e Detecção do Padrão de Escoamentos Água-Ar*. 2010. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, 2010.

TEIXEIRA, Ciro Henrique Canha. Transporte pneumático: Conceitos e especificações: Conceitos e Especificações. Rio de Janeiro: Bonecker, 2019. 292 p.

THAVEESRI J.; DAFFONCHIO D.; LIESSENS B.; VANDERMEREN P.; VERSTRAETE W. Granulation and sludge bed stability in upflow anaerobic sludge bed reactors in relation to surface thermodynamics. *Applied Environmental Microbiology*, v. 61, p 3681–6. 1995.

TORRES, F.J. ALVAREZ-HORNOS, P. SAN-VALERO, C. GABALDON, P. MARZAL. Granulation and microbial community dynamics in the chitosan-supplemented anaerobic treatment of wastewater polluted with organic solvents. *Water Research*, v. 130, p. 376-387, 2018.

TORRES, F.J.; ALVAREZ-HORNOS, P.; SAN-VALERO, C.; GABALDON, P.; MARZAL. Granulation and microbial community dynamics in the chitosan-supplemented aerobic treatment of wastewater polluted with organic solvents. *Water Research*, v. 130, p. 376-387, 2018.

UEMURA, S.; HARADA, H. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresour. Technol.* 2000, 72, 275–282.

UPADHYAYA, A. K.; SHARMA, B.S. Analysis of Attenuation Coefficient of Halides Chalcogenides. *International Journal of Engineering Technology Science and Research* v. 4, n. 1236- 1243, p. 2017.

VAN HAADEL, A. Potencial de geração de energia a partir do lodo de sistema de tratamento de esgotos. In: SIMPÓSIO INTERAMERICANO DE BIODOSSÍLIDOS, 5., 2008, Rio de Janeiro. Anais Eletrônicos: AIDIS, 2008.

VANDERHAEGEN B.; YSEBAERT K.; FAVERE K.; VAN WAMBEKE M.; PEETERS T.; PANIC V.; VANDENLANGENBERGH V.; VERSTRAETE, W. Acidogenesis in relation to in-reactor granule yield. *Water Science Technology*, v. 25, p 21–30. 1992.

VERONEZ, R. G. ORRA, A. A. RIBEIRO, R. ZAIAT, M. RATUSZNEI, S. M. RODRIGUES, J. A. D. A simplified analysis of granule behavior in ASBR and UASB reactors treating low-strength synthetic wastewater. *Brazilian Society of Chemical Engineering*. v.22, n.3. 2005.

VON SPERLING, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Volume 1, 4ª Edição. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2005. 472 p.

WANG, Z.; ZHU, C.; YI, M.; YANG, Z.; FENG, Q.; WANG, S. Effect of the Ca²⁺ Concentration on Anaerobic Digestion and Microbial Communities of Granular Sludge. *Bio Resources*, v. 13, p 6062–6076. 2018.

WEBSTER, J. G. The Measurement, Instrumentation and Sensors- Handbook. London: CRC Press LLC, 1999. 2588 p.

WHO/ UNEP Water Pollution Control A guide to the use of water quality management principles p.459, 1997.

YAN, Y. Mass flow measurement of bulk solids in pneumatic pipeline. *Science Technology*. v 7, p 1680-1706. 1996.

ZHENG, Y., & ZHANG, Q. (2004). Simultaneous measurement of gas and solid holdups in multiphase systems using ultrasonic technique. *Chemical Engineering Sciences*, v. 59, p. 3505–3514.

9 APÊNDICE

Apêndice A- Estatística descritiva dos dados de concentração afluente (EB) ou efluente (EF) entre as fases operacionais (F1 e F2) estabelecidas na primeira parte da pesquisa.

Parâmetro	Estatística descritiva	EB F-1	EB F-2	Efluente UASB F1	Efluente UASB F2
S-Sed (mL. L⁻¹)	Nº de dados	10	11	10	11
	Mediana	5,5	4,0	0,8	0,5
	Média	5,5	4,0	0,8	0,6
	Mínimo (10%)	3,5	2,0	0,3	0,3
	Máximo (90%)	7,0	5,4	0,8	0,5
	Coefficiente de variação	0,26	0,33	0,78	0,63
SST (mg. L⁻¹)	Nº de dados	10	11	10	11
	Mediana	363	370	80	57
	Média	407	411	109	68
	Mínimo (10%)	246	262	59	35
	Máximo (90%)	676	668	200	109
	Coefficiente de variação	0,48	0,45	0,58	0,49
DQO (mg. L⁻¹)	Nº de dados	10	11	10	11
	Mediana	547	550	321	149
	Média	552	557	329	163
	Mínimo (10%)	406	300	263	116
	Máximo (90%)	687	776	393	228
	Coefficiente de variação	0,31	0,43	0,49	0,77
DQOfiltrada (mg. L⁻¹)	Nº de dados	–	–	7	11
	Mediana	–	–	110	84
	Média	–	–	115	95
	Mínimo (10%)	–	–	86	65
	Máximo (90%)	–	–	147	127
	Coefficiente de variação	–	–	0,29	0,38
DBO (mg. L⁻¹)	Nº de dados	10	8	10	8
	Mediana	393	339	159	86
	Média	358	319	175	77
	Mínimo (10%)	251	243	127	52
	Máximo (90%)	440	387	263	93
	Coefficiente de variação	0,23	0,31	0,29	0,33

NOTA: coeficiente de variação= desvio padrão/ média da população.