

ACLIMATAÇÃO DE LODO PROVENIENTE DE REATOR UASB COM EFLUENTE DOMÉSTICO EM SISTEMA BATELADA

ACCLIMATATION OF SLUDGE FROM UASB REACTOR WITH DOMESTIC EFFLUENT IN BATCH SYSTEM

Angela Maria Morais Silva^a, Francisca Kamila Amancio Frutuoso^b, Francisco Wedson Faustino^c, Suélho Pereira dos Santos^c, Francisca Adriana Fernandes Simões^c, Vagner Sales dos Santos^d, Yannice Tatiane da Costa Santos^c

^aUniversidade Federal do Cariri, ^bUniversidade Federal do Ceará, ^cInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Juazeiro do Norte, ^dFATEC Cariri, Brasil.

e-mail: angelaticdd@gmail.com, kamilaamancio.ka@gmail.com, fwfaustino@protonmail.com, spsmauriti@gmail.com, dricaamb@hotmail.com, vagner_saneamento@yahoo.com.br, yannice@ifce.edu.br

submissão: 31 de dezembro de 2019 aceitação: 21 de maio de 2020

Resumo

O presente estudo objetiva avaliar o comportamento dos parâmetros de estabilização de um lodo anaeróbio em sistema de bancada, durante seu processo de aclimação com novo efluente. A aclimação do lodo-inóculo foi realizada no reator de aclimação de bancada em PVC com alimentação ascendente, sendo monitorados os parâmetros pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO, frações totais e suspensas, fixas e voláteis de sólidos dos efluentes bruto e tratado e do lodo. A aclimação do lodo com o novo esgoto, realizada em 70 dias de avaliação, não atingiu o nível de estabilização desejado, com baixa remoção de DQO e diminuto crescimento de biomassa, contudo, verificou-se, ainda, uma estabilidade para outros parâmetros, como o pH e a relação AGV/AT, e valores de sólidos suspensos voláteis aumentados em relação ao início. A acidez controlada pressupõe haver condições de aceitação da biomassa ao novo esgoto, mesmo que de forma lenta, permitindo a aplicação do lodo testado em partida de reatores anaeróbios em escala real.

Palavras-chave: Estabilização de lodo; Reator anaeróbio simplificado; Partida de reator anaeróbio.

Abstract

The present study aims to evaluate the behavior of the stabilization parameters of an anaerobic sludge in a bench system during acclimatization process with a new effluent. Acclimatization of sludge-inoculum was carried out in an upward feeding PVC bench acclimatization reactor, with monitoring of parameters pH, total alkalinity, volatile fatty acids, COD, total and suspended, fixed and volatile fractions of effluents and sludge. The acclimatization of the sludge with the new sewage, carried out in 70 days of evaluation, did not reach the desired stabilization level, with low COD removal and diminished biomass growth, however, there was verified stability for other parameters such as pH, AGV / AT ratio, and volatile suspended solids values increased from the beginning. Controlled acidity presumes there are conditions for biomass acceptance of biomass for the new effluent, even if slowly, allowing the application of the tested sludge start anaerobic reactors in full scale.

Keywords: Sludge adaptation; Simplified anaerobic reactor; Anaerobic reactor start.

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica da digestão anaeróbia é um processo pelo qual o material orgânico se decompõe em compostos gasosos, formando o biogás composto, principalmente, de metano e dióxido de carbono. Tal processo é realizado por uma gama de microrganismos adequados (bactérias fermentativas, estritamente anaeróbias, sintróficas acetogênicas e as arqueas metanogênicas), os quais, em consórcio, desenvolvem suas atividades metabólicas na ausência do oxigênio (van HAANDEL; van der LUBBE, 2019).

Cada grupo de microrganismos apresenta uma função específica no processo de estabilização da matéria orgânica. Segundo Silva (2014), o consórcio microbiano fermentativo pode contribuir significativamente para a instabilidade em reatores anaeróbios, uma vez que esse processo é mais rápido que o metanogênico. Dessa forma, altas cargas orgânicas podem levar ao acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV's), podendo inibir a atividade metanogênica.

No tratamento de efluentes pelo processo anaeróbio, a partida de um reator é a etapa que requer uma maior atenção, visto que contém certas peculiaridades, como a sensibilidade a compostos potencialmente tóxicos, a geração de maus odores e a corrosividade do gás da digestão (METCALF; EDDY, 2016), as quais devem ser observadas e corrigidas até atingir a estabilização do sistema. Segundo Madingan *et al.* (2016), quando uma população microbiana é submetida a um novo meio, a partir do processo de inoculação, a mesma percorre um período denominado *fase lag*; o tempo demandado para os microrganismos superarem essa fase vai depender da situação de crescimento e histórico do inóculo.

A intenção da aclimação é, portanto, reduzir a etapa de partida de modo que a estabilização do sistema seja alcançada, levando, conseqüentemente, ao maior consumo do substrato e maior rendimento de biogás com um maior teor de CH₄ (SIMÕES, 2017).

Silva *et al.* (2012) ressaltam a importância do inóculo no processo de aclimação, em vista ao melhoramento da eficiência de sistemas de tratamento, permitindo o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio, a diluição dos compostos tóxicos, o aumento da comunidade microbiana, redução do tempo de degradação, tamponamento da carga orgânica aplicada e melhoria substancial

na produção de biogás.

Nesse sentido, os autores supracitados trabalharam na caracterização e aclimação do lodo de uma lagoa anaeróbia, no intuito de uso futuro em reator de resíduos sólidos, objetivando analisar, principalmente, sua qualidade em termos de aumento de biomassa, sendo os testes de adaptação de lodo realizados com adição de glicose. Como resultados, os mesmos obtiveram, após aclimação, bom índice de Sólidos Totais Voláteis (STV) na biomassa, apesar de encontrarem amplitude na variação dos resultados da Demanda Química de Oxigênio (DQO) com baixas eficiências, a qual associou essa instabilidade a algumas possibilidades, a saber: a atividade endógena do lodo e a falta de agitação constante e automática do meio.

Goux *et al.* (2016) citam que a comunidade microbiana de um reator anaeróbio poderia permanecer estável ao longo de um tempo caso não houvesse grandes perturbações e mudanças bruscas no seu interior com a comunidade bacteriana. Amaral *et al.* (2008) destacam a importância de se encontrar um inóculo adequado que contenha microrganismos necessários para a digestão anaeróbia.

Silva, Medeiros e Trevisan (2018) evidenciam a demora no desenvolvimento do lodo em reatores anaeróbios, sendo o processo de aclimação com inóculo justificável pela necessidade de se ter uma massa microbiana ativa e compatível com o tamanho do reator, o qual é a unidade produtora do lodo.

Subramanyam (2020) descreve o desempenho inicial de um reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) em que a aclimação de inóculos levou 120 dias para que o lodo adquirisse estabilidade. Através do monitoramento diário e da realização de análises físico-químicas da série de Sólidos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio, AGV's, Temperatura, Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez e ensaios de Atividade Metanogênica Específica (AME), é possível verificar o momento oportuno para efetivar a partida no reator.

Diante da importância de preparação do inóculo para partida de reatores, segue como objetivo deste estudo avaliar o comportamento de parâmetros de estabilização (ambientais e químicos) de um lodo anaeróbio em sistema de bancada, durante seu processo de aclimação com o novo esgoto bruto a ser tratado.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A aclimação do lodo-inóculo foi realizada no reator de bancada com características ilustradas pela Figura 01, e construído em material de Policloreto de Vinila (PVC), com diâmetro de 150,0 mm e 700,0 mm de altura, e um volume total de 9,5 L, sendo 3,0 L destinados ao compartimento do lodo (Zona do lodo), 6,0 L para o efluente e 0,5 L de volume sobressalente.

O reator era alimentado com esgoto bruto por tubulação interna com perfurações na base, também de PVC, e diâmetro de 19,1mm, para melhor distribuir o efluente em sentido ascendente, semelhante ao que ocorre em reatores UASB. Por sua vez, as coletas do lodo em adaptação e o efluente tratado foram feitos por duas torneiras acima do lodo (Figura 01).

A Figura 02 a, b e c ilustra a fase de construção do reator, locais de alimentação do sistema com o Esgoto Bruto (EB) e coleta do Efluente Tratado (ET), respectivamente. A alimentação do RASA ocorreu por um regime de batelada, com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 24 horas, durante 10 semanas consecutivas.

O inóculo utilizado no estudo foi oriundo do reator UASB de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), responsável por tratar o esgoto

produzido no bairro Três Marias no município de Juazeiro do Norte. De acordo com o último censo do IBGE de 2010 (IBGE, 2010), esse bairro apresentava uma população de 2.201 habitantes.

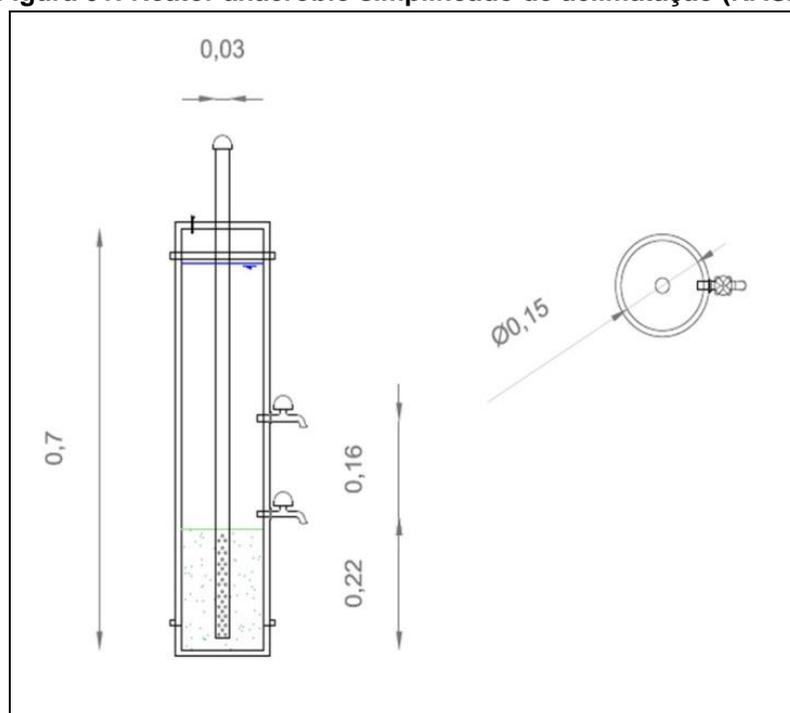
Cerca de 9,0 L de lodo foram coletados da torneira do fundo do reator UASB, e realizou-se sua caracterização físico-química conforme as metodologias analíticas referenciadas e periodicidade de análise expostas no Quadro 01.

O esgoto bruto utilizado na alimentação diária era coletado semanalmente na ETE Malvas, que é composta por um sistema de Lagoas de estabilização. O efluente era retirado após o gradeamento e armazenado em bombonas de 60,0 L, e o volume coletado supria a demanda de alimentação do RASA por um período de 7 dias, aproximadamente. A Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada no protótipo variou entre 0,4 e 1,6 KgDQO.m⁻³.d⁻¹, com média de 0,8 KgDQO.m⁻³.d⁻¹, não havendo durante o experimento correção da COV.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

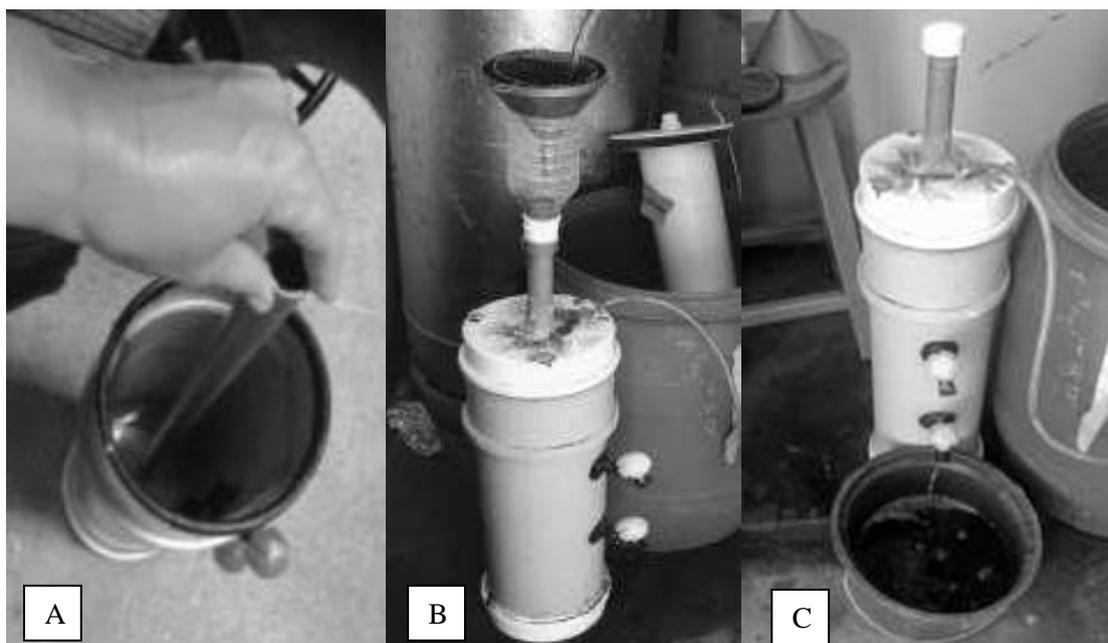
Os resultados a seguir exploram o comportamento dos parâmetros físicos e químicos monitorados do novo esgoto bruto inserido e efluente tratado pelo RASA.

Figura 01: Reator anaeróbio simplificado de aclimação (RASA)



Fonte: Autores, 2019.

Figura 02: Reator de aclimação em fase de construção (a), durante a alimentação com esgoto bruto (b) e coleta do efluente tratado (c)



Fonte: Autores, 2019.

Quadro 01: Parâmetros analisados no processo de aclimação de lodo anaeróbio

Parâmetros	Periodicidade			Método Analítico	Referência
	EB	ET	Lodo		
Temperatura (°C)	-	d	-	Termômetro digital	APHA, AWWA e WEF (2012)
pH	2d	2d	-	Potenciométrico	
ST (mg.L ⁻¹)	S	S	I/F	Gravimétrico	
STF (mg.L ⁻¹)	S	S	I/F	Gravimétrico – Ignição a 500- 550°C	
STV (mg.L ⁻¹)	S	S	I/F		
SST (mg.L ⁻¹)	I/F	I/F	I/F	Gravimétrico – Filtração com membrana de fibra de vidro com 0,45µm de poro	
SSV (mg.L ⁻¹)	I/F	I/F	I/F	Gravimétrico – Filtração com membrana de fibra de vidro com 0,45µm de poro Ignição a 500-550°C	
SSF (mg.L ⁻¹)	I/F	I/F	I/F		
S. Sed. (mg.L ⁻¹)	D	d	-	Sedimentação em cone de <i>Imhoff</i>	
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	2d	2d	-	Titulométrico – Digestão por refluxação fechada	
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	2d	2d	-	Titulométrico com ácido sulfúrico - Potenciométrico	Kapp (1984) <i>apud</i> Ribas <i>et al.</i> (2007)
AGV's (mgCH ₃ COOH.L ⁻¹)	2d	2d	-		

Fonte: Autores, 2019.

Legenda: ST – Sólidos Totais, STF – Sólidos Totais Fixos, STV – Sólidos Totais Voláteis, SST – Sólidos Suspensos Totais, SSV – Sólidos Suspensos Voláteis, SSF – Sólidos Suspensos Fixos, S. Sed. – Sólidos Sedimentáveis, DQO – Demanda Química de Oxigênio), AGV's – Ácidos Graxos Voláteis. Frequência (d - diário; 2d - a cada 2 dias; S - Semanal; I/F - Inicial e Final).

3.1 Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Carga Orgânica Volumétrica (COV)

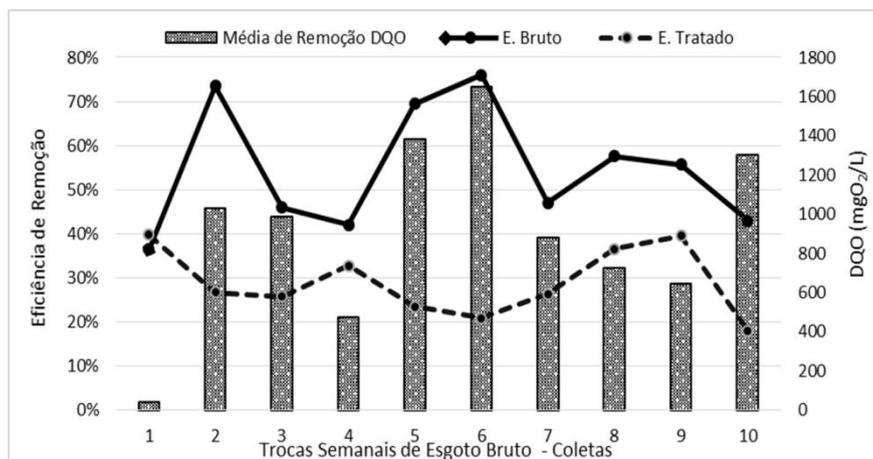
Na primeira semana do experimento, as remoções foram negativas, encerrando com eficiência de 58% e média de 39%, conforme mostra a Figura 03. As remoções mais altas se destacaram na 5ª e 6ª coleta (61% e 73%, respectivamente), correspondente a, aproximadamente, 38 dias de aclimação, contudo, esse período sofreu influência decorrente de chuvas esporádicas, tendo, com isso, alterada a qualidade do esgoto bruto que alimentava o sistema semanalmente, visto que esse evento de maior precipitação pode ocasionar uma diluição do esgoto da ETE Malvas.

No estudo de Silva, Medeiros e Trevisan (2018), na partida de um reator, obteve-se uma média de remoção de DQO bem baixa, cerca de 6,6 %, com ocorrência de momentos em que o

efluente tratado teve resultados superiores ao do bruto, portanto, configurando uma demanda química de oxigênio negativa. Contudo, essas características são consideradas típicas do processo, pois a escolha da biomassa dá-se através de interações do movimento do esgoto dentro do reator.

Em relação ao COV, o resultado obtido foi de 0,8 KgDQO.m⁻³.d⁻¹ com TDH de 24 horas. Segundo Cavalcanti (2009), o TDH acima de 4 horas consolida a partida do reator em 12 semanas, promovendo, por sua vez, uma elevada retenção de biomassa no reator e, provavelmente, um maior contato de microrganismo-alimento. Contudo, essa perspectiva não se comprova para as configurações hidráulicas do presente sistema, pois a ausência de mistura do efluente dentro do reator limita o contato da biomassa com o alimento, conforme é explorado no tópico de frações de sólidos abordado adiante.

Figura 03: Médias de remoção de DQO no período de dez semanas



Fonte: Autores, 2019.

No tocante à carga orgânica volumétrica, Chernicharo (2016) alude que as COV's nas partidas de reatores UASB tratando efluente doméstico, geralmente, são inferiores a 0,15 KgDQOm³.d⁻¹, podendo chegar até 0,45 KgDQOm³.d⁻¹. Segundo Zeeuw (1984), citado por Neves *et al.* (2015), ao estudar a aclimação e partida de um UASB, os autores esclarecem que os resultados da eficiência do sistema analisado são mais estáveis quando se tem menores variações e oscilações da carga aplicada no período de partida.

3.2 Comportamento da Temperatura

O protótipo ficava em uma área aberta, onde muitas vezes era exposto à incidência de raios solares e de chuva, ou seja, submetido às condições climáticas da região, portanto, não era possível controlar as temperaturas durante o monitoramento. Contudo, mesmo sob estas condições, o reator não apresentou variações bruscas que pudessem causar grandes perturbações ao sistema, pois o valor médio foi de 26 °C, oscilando entre a máxima de 33,8 °C e a mínima de 23,3 °C. Embora não tenha atingido

a temperatura ótima de 35 °C, permaneceu dentro do intervalo mesofílico. Sant'Anna (2013) cita uma faixa de 20 a 42 °C para a efetivação da atividade microbiana.

A temperatura é um parâmetro a ser observado quando se trata de digestão anaeróbia, uma vez que abaixo de 15 °C o processo praticamente não ocorre, com isso, afetando diretamente a ação microbiana no meio (JORDÃO; PESSÔA, 2009). Segundo Chernicharo (2016), a faixa ótima de temperatura para a digestão anaeróbia é a zona mesofílica, 30 a 35 °C.

Rizvi *et al.* (2015), ao analisarem a influência da temperatura e idade do lodo em dois reatores UASB, um inoculado com esterco bovino (S1) e outro com lodo de uma estação de tratamento de esgoto (S2), com temperatura de 17°C e idade do lodo de 60 dias e a 30°C e 150 dias de idade do lodo, identificaram que a remoção de DQO para a primeira situação foi de 62 e 57% (em S1 e S2, respectivamente), já para o segundo caso, as eficiências aumentaram para 81 e 78,7% (em S1 e S2, respectivamente). Com isso, concluíram que a temperatura de fato interfere na eficiência dos sistemas.

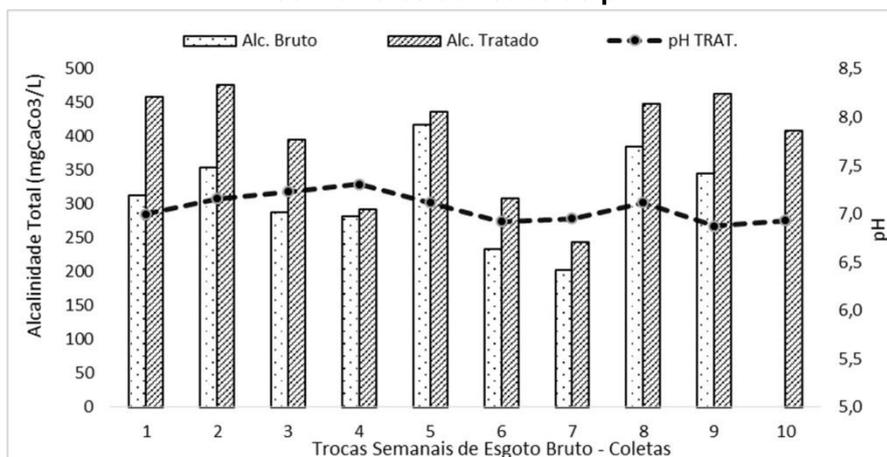
Os organismos anaeróbios que estão envolvidos na degradação da matéria orgânica apresentam, na maioria das vezes, uma sensibilidade a oscilações consideráveis de temperatura. Em períodos de variações, como

reduções bruscas, ocorrem maiores prejuízos em relação ao seu aumento, ou seja, uma diminuição em torno de 1 a 2°C ocasiona menores taxas de incorporação de acetato pelos organismos metanogênicos e aglomeração de ácidos graxos voláteis no reator, porém, caso esteja em situação constante, observa-se uma melhor estabilidade e maior eficiência do mesmo (METCALF; EDDY, 2016).

3.3 Comportamento do pH, Alcalinidade Total (AT) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV's).

O pH permaneceu praticamente estável na entrada e saída do sistema, com flutuações de 6,9 a 7,8, conforme pode ser observado na Figura 04. Percebe-se que não houve acidificação do sistema, proporcionando o desenvolvimento da microbiota anaeróbia, uma vez que a Alcalinidade Total obteve um comportamento crescente de concentração. Neves *et al.* (2015), ao avaliarem a partida de um reator anaeróbio, também obtiveram constância na faixa de pH entre 6,7 e 6,9, ou seja, próximo à neutralidade, denotando que houve um bom tamponamento. Cavalcanti (2009) ressalta que a taxa da metanogênese ocorre efetivamente em faixa de pH entre 6,8 e 7,2, sendo considerado, portanto, pH ótimo para a efetiva atividade bacteriana em sistemas anaeróbios.

Figura 04: Aumento da AT no Esgoto Tratado (ET) em consonância com uma estabilidade do pH



Fonte: Autores, 2019.

Durante o período de partida, os AGV's apresentaram uma elevação contínua das concentrações até a 5ª semana. Apesar de tais valores terem sido crescentes, simulando uma

possível acumulação e prejuízos à atividade metanogênica, as concentrações não foram preocupantes em função do pH, uma vez que este se manteve próximo da neutralidade por todo

o período. É importante que o sistema não sofra mudanças bruscas quanto ao potencial hidrogeniônico. Segundo Silva e Campos (2018), as bactérias que produzem ácidos possuem uma menor sensibilidade às variações em relação às metanogênicas que produzem metano.

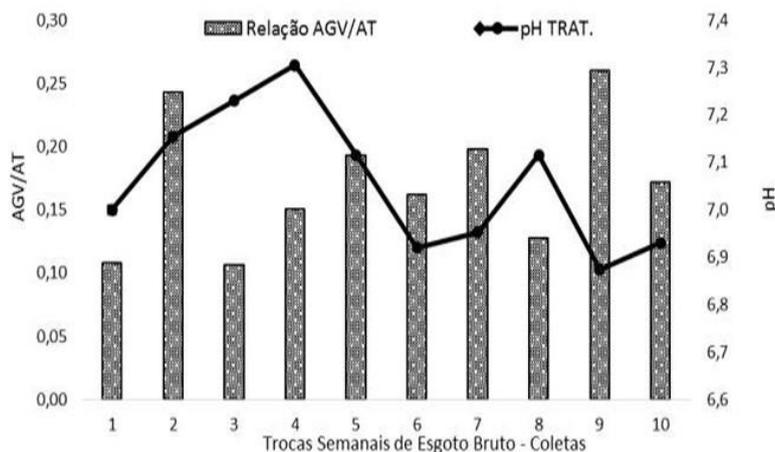
A Figura 05 ilustra as relações médias de AGV/AT no ET (0,2) e, também, corrobora com o comportamento supracitado, onde se observou um crescimento das relações acompanhado de um suave decréscimo do pH até a 7ª coleta (7,0).

No tocante aos resultados da relação AGV/AT da presente pesquisa, os valores obtidos se mantiveram entre 0,1 até próximo a 0,3 (Figura 05). Diante disso, as circunstâncias não foram suficientes para conduzir o sistema a um processo de azedamento, mas, sim, a um

ambiente com boas condições de tamponamento, confirmando a confiabilidade do experimento no que tange à inoculação de lodo em escala de bancada. Portanto, os valores obtidos no estudo apresentaram valores adequados, visto que, segundo Ripley *et al.* (1986) citado por Chernicharo (2016), a relação AGV/AT superior a 0,3 indica a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia.

Silva e Campos (2018) obtiveram valores, da relação entre Ácidos Voláteis (AV) e Alcalinidade Total (AT), de 0,21 no efluente do filtro anaeróbio, ao longo de todo o experimento, dando uma condição estável para o sistema. O valor da relação considerado limite para a estabilidade do sistema de digestão anaeróbia deve ser de 0,5 (SILVA; CAMPOS, 2018).

Figura 05: Relação AGV/AT e pH do efluente tratado (ET)



Fonte: Autores, 2019.

Pereira, Campos e Moterani *et al.* (2009) também relatam o experimento realizado com efluente de suinocultura, no qual as relações AGV/AT foram superiores a 0,3 no início do processo, porém, ao longo da pesquisa, foram decaindo, atingindo assim a sua estabilidade. Leite *et al.* (2009) relatam, em experimentos com lixiviado com altas concentrações de sólidos orgânicos, que no início da pesquisa encontrava-se elevada a relação AGV/AT e que, ao longo da pesquisa, houve progressivamente uma redução.

Os resultados de pH e alcalinidade total em experimento realizado por Silva, Silva e Sarti (2017), com esgoto sanitário com baixa carga orgânica, variando entre 0,06 e 0,61 KgDQO.m⁻³.d⁻¹, comportaram-se em concordância com o presente estudo, tendo os parâmetros de pH e

alcalinidade apresentado estabilidade e aumento concomitantemente. Porém, para os AGV's, houve uma discrepância, já que neste experimento tal parâmetro aumentou, ao contrário do mencionado pelos autores supracitados que decresceu. O aumento dos AGV's pode ser decorrente de um desequilíbrio dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos.

3.4 Frações de Sólidos

O sistema teve boa retenção de sólidos ao longo do experimento, com média de 37% para os sólidos totais e apenas uma coleta com resultados negativos (8ª). A fração volátil, ao contrário da fixa, tendenciou remoções crescentes e positivas com média de 51%, sendo

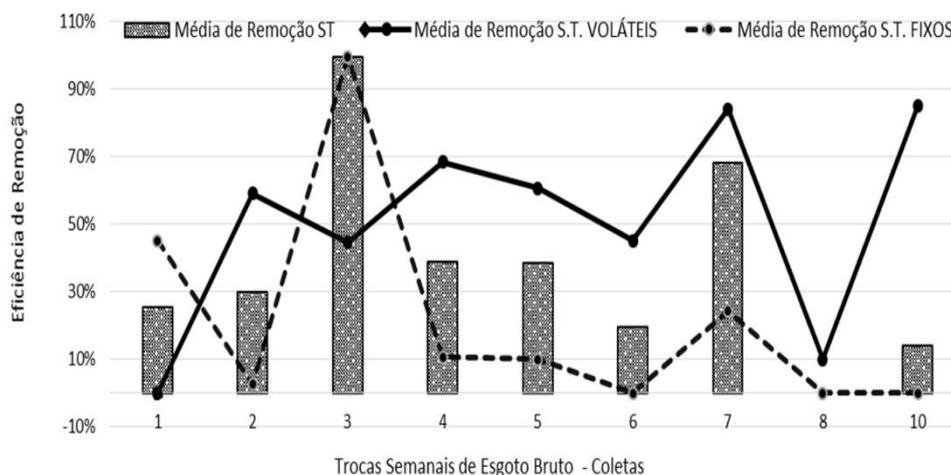
que a primeira coleta foi o único momento em que houve remoções negativas. Tal comportamento sinaliza boas condições de acúmulo de sólidos oriundo do esgoto bruto, bem como o aprisionamento do mesmo dentro do sistema, favorecendo a digestão do material orgânico (volátil) e o acréscimo de substâncias inorgânicas (fração fixa) em função dessa digestão, uma vez que a eficiência média dos STF foi de 21%, acompanhada de três coletas com eficiências negativas. O comportamento descrito pode ser observado pela Figura 06.

Zuntini, Rodrigues e Arantes (2015), em experimento com reator UASB com esgoto universitário, apresentando concentrações de ST para o EB e ET 758,8 e 612,66 mg.L⁻¹ em condições de TDH de 8 horas, obtiveram eficiência de remoção de 19,26%, embora os autores tenham ressaltado que o tempo decorrido de 10 dias do inóculo para a partida do reator foi insuficiente para a adaptação da biomassa.

Corroborando com o pensamento anterior, 31% foi a média da composição da fração volátil dos sólidos totais do ET (Figura 07), obtendo sua fração reduzida ao longo das semanas, chegando a alcançar até 7% na última coleta, distante do esgoto bruto que apresentou média de 41%.

A eficiência de remoção de Sólidos Sedimentáveis também foi positiva (média 85%) com concentrações médias presentes no EB de 6,2 mL.L⁻¹ (15 ± 2,0) e ET de 0,9 mL.L⁻¹ (5,0 ± 0,2). Resultados semelhantes são vistos por Nour *et al.* (1996) em experimento com reator de chicanas, tratando esgoto sanitário com TDH de 12 horas, no qual os sólidos sedimentáveis apresentaram valores médios para o ET de 0,1 na fase 1 e 0,2 na fase 3. Supõe-se que o regime batelada sem mistura é primordial para a retenção de sólidos no sistema, pois potencializou a sedimentação destes, tendo como fator secundário a digestão do material orgânico em contato com a biomassa.

Figura 06: Média de remoção de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) no efluente tratado



Fonte: Autores, 2019.

3.5 Caracterização inicial e comportamento final do lodo-inóculo

A Tabela 01 apresenta os resultados obtidos das análises do lodo, considerando a série de sólidos totais e em suspensão. As concentrações do início e fim da aclimação indicam que a fração fixa dos sólidos totais, assim como dos suspensos predominou no conteúdo da biomassa. Entretanto, percebe-se que, após o período de adaptação, houve uma contribuição de material suspenso (48 para 75%) que se acredita

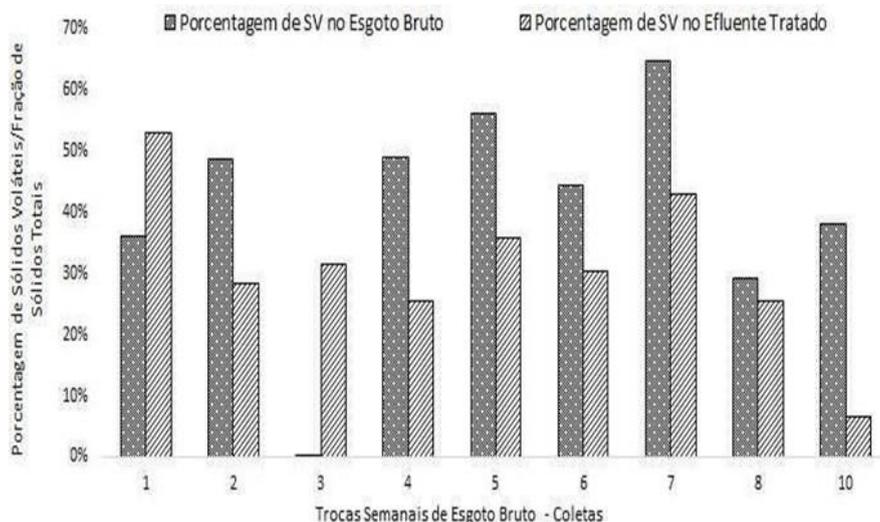
ter ocorrido em função da deposição de substâncias particuladas oriunda do esgoto bruto, as quais, ao sedimentarem, se aderiram ao lodo, favorecido pelo regime de batelada (24 horas) operado sem qualquer mecanismo de mistura neste intervalo de tempo.

Portanto, os resultados apontam não ter havido crescimento efetivo de biomassa durante os dois meses de aclimação, e, sim, um decréscimo desta, com reduções da fração suspenso volátil (48 para 42% da fração total). No entanto, entende-se que essa condição tenha

seu crescimento, sendo necessária para adaptar a biomassa ao novo regime de disponibilidade de alimento, em que, mesmo estando perturbada, conseguiu remover

DQO (média de 39%), produzir alcalinidade e AGV's, além de manter o pH estável na faixa da neutralidade.

Figura 07: Porcentagem de Sólidos Totais Voláteis – STV do esgoto bruto e tratado



Fonte: Autores, 2019.

Tabela 01: Frações de sólidos e relação das frações fixa e volátil no início e final do período de aclimação

Parâmetro	Início da Aclimação	Relação Volátil ou Fixa /Total	Final da Aclimação	Relação Volátil ou Fixa/Total
ST (mg.L ⁻¹)	102.956	-	92.604	-
STV (mg.L ⁻¹)	42.234	41%	31.708	34%
STF (mg.L ⁻¹)	60.722	59%	60.896	66%
SST (mg.L ⁻¹)	49.815	48% (SST/ST)	69.833	75% (SST/ST)
SSV (mg.L ⁻¹)	23.741	48%	29.375	42%
SSF (mg.L ⁻¹)	26.074	52%	40.458	58%

Fonte: Autores, 2019.

Legenda: Parâmetros (Sólidos Totais - ST, Sólidos Totais Voláteis - STV, Sólidos Totais Fixos - STF, Sólidos Suspensos Totais - SST, Sólidos Suspensos Voláteis - SSV, Sólidos Suspensos Fixos - SSF).

O lodo do presente trabalho foi coletado, mas não caracterizado pelas alturas distintas encontradas tipicamente em reatores UASB. Frutuoso (2017) descreveu as características de toda coluna da manta e leito do lodo, desde a Torneira 0 (T₀) (localizada à 0,20 cm do fundo do reator) até as Torneiras 1 (T₁) e 2 (T₂) a 0,5 e 1,30 m do fundo, respectivamente. As concentrações médias de ST encontradas foram

de 199.900, 112.200 e 77.800 mg.L⁻¹ de ST, respectivamente para T₀, T₁, T₂, enquanto que para STV foram de 67,2, 40,2 e 35,2 mg.L⁻¹, também nessa mesma ordem para T₀, T₁, T₂ (FRUTUOSO, 2017), com porcentagens equivalentes a porcentagens de 33,6; 35,8 e 45% da fração total de sólidos. Tal cenário alude à presença de mais sólidos no fundo do reator, contudo, mais mineralizado, ao contrário da parte

superior da manta de lodo, onde se tem menos sólidos, porém, mais vivo, com maior participação da fração orgânica (45%).

O fato de o lodo do experimento ter sido coletado pela mistura dos lodos das três alturas do reator, logo no início do experimento de aclimação este se afigurou com aspecto mais mineralizado, análogo ao da Torneira 0. Não obstante, o momento pós-experimento revelou decréscimo no montante de sólidos e, principalmente, na fração volátil, sinalizando falta de proliferação e crescimento dos microrganismos formadores do lodo.

O apontamento da elevação de sólidos em suspensão ocorreu devido à dedicação do alto tempo de detenção hidráulica ao favorecer uma sedimentação da matéria orgânica particulada, e não propriamente vinculado ao crescimento de biomassa, apesar da verificação dos SSV (23.741 mg.L⁻¹ para 29.375 mg.L⁻¹). Este fator, inclusive, contribuiu para a remoção da DQO na avaliação da eficiência. Ainda assim, a participação da fração volátil (SSV/SST) decaiu de 48 para 42% da fração total como resultante do acúmulo progressivo dos SSF no fundo do reator teste, devido ao elevado TDH. Acredita-se que, se esperado mais dias, esta parcela inorgânica (fixa) aumentaria cada vez mais sua concentração, e se manteria sempre em destaque.

O curto tempo de contato entre a biomassa e a totalidade do esgoto bruto, causado pela separação do sobrenadante com os sólidos sedimentados, foi prejudicial à degradação orgânica e, conseqüentemente, ao crescimento de novos microrganismos, pois o contato mais íntimo ocorria durante a mistura provocada pela alimentação com esgoto bruto até a sedimentação da biomassa no fundo do reator. Logo, a hidrodinâmica do reator teste não foi favorável para auferir melhores eficiências de remoção de DQO.

Talvez, fosse importante a realização da coleta do lodo na porção superior ou, pelo menos, na intermediária do reator, onde se verifica o maior teor de sólidos voláteis, mesmo que o montante dos totais seja menor, na tentativa de selecionar biomassa viva, ao contrário da fração inorgânica, conforme se observou na qualidade do lodo inicial do experimento, assim como na Torneira T2 do trabalho de Frutuoso (2017).

Apesar do crescimento ineficiente da biomassa para o período, houve observância do aparecimento de bolhas de gás, principalmente nos momentos de alimentação do reator teste,

com referência à existência e atuação dos microrganismos anaeróbios.

4. CONCLUSÃO

A aclimação do lodo-inóculo com o novo esgoto bruto realizada em 70 dias de avaliação não atingiu o nível de estabilização desejado, ratificado pela baixa remoção média de DQO (39%), configurado por um início com eficiências negativas até o máximo (73%) próximo ao final do experimento, e diminuto crescimento de biomassa, com pobre incremento da concentração de SSV e baixa relação (48% para 42% da fração total), como resultante do acúmulo progressivo dos SSF no fundo do reator teste, devido ao elevado TDH.

O aumento encontrado para os sólidos sedimentáveis e suspensos totais no lodo, este último de 48% para 78%, denota que a matéria orgânica particulada presente no esgoto bruto sedimentou efetivamente devido ao regime batelada, possibilitando, ainda, sua degradação, mas não de forma contundente pelo limitado tempo de contato entre a biomassa com a totalidade do esgoto bruto, que se concentrava na porção superior do reator. Esse contato breve ocorreu de forma mais íntima durante a mistura, provocada pela alimentação, até a sedimentação da biomassa. Logo, a hidrodinâmica do reator teste não foi favorável para auferir melhores eficiências de remoção de DQO.

Por outro lado, verificou-se ainda uma estabilidade do RASA para com o efluente tratado em situações de permanência da neutralidade (6,9 a 7,8); ganho de alcalinidade total (média de 315 para 380 mgCaCO₃.L⁻¹) e baixa relação AGV/AT, com todas coletas entre 0,1 a 0,3, sugerindo excelente tamponamento do sistema e existência de degradação de material orgânico.

Os níveis de acidez controlados apontam haver condições de aceitação da biomassa para com o novo esgoto bruto a ser tratado, mesmo que caracterizada por ser uma adaptação morosa, porém, não impraticável, permitindo, assim, que este inóculo possa ser usado para partida de reatores anaeróbios em escala real, por exemplo. Este cenário revela que o efluente não desequilibrou a dinâmica da digestão anaeróbia, sendo, inclusive, observada a presença de bolhas de gás durante as alimentações, apesar da eficiência geral do sistema ter sido abaixo do esperado.

Em relação a trabalhos futuros, de forma a

reduzir o tempo de adaptação do inóculo, é relevante testar o uso do lodo coletado na porção intermediária do reator, onde se verifica o maior teor de sólidos voláteis, mesmo que o montante dos totais seja menor, quando comparado ao fundo, na tentativa de selecionar biomassa viva, ao contrário da fração inorgânica, conforme se observou na qualidade do lodo inicial do experimento. Ainda mais importante se dá o teste da Atividade Metanogênica Específica – AME ao longo dos dias de aclimação, pois, assim, será possível avaliar de fato a capacidade de geração de biogás (principalmente metano), sinalizando a presença de atividade degradadora dos microrganismos. Recomenda-se, também, a utilização de sistemas com hidrodinâmica que favoreça tempo maior de contato entre a biomassa e o substrato (esgoto bruto), e misturas internas contínuas, ou pelo menos mais frequentes.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 38-45, mar. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522008000100006>.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standart Methods: For the Examination of Water and Wastewater. 22. ed. Washington, DC: APHA/AWWA/WEF, 2012. 10175 p.
- CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. João Pessoa-Pb: Gráfica Santa Marta, 2009. 172 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2016. 379 p.
- FRUTUOSO, F. K. A. **Avaliação da qualidade do lodo anaeróbio e da eficiência do tratamento do reator UASB – ETE Três Marias em Juazeiro do Norte – Ceará**. 2017. 107 p. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Ambiental, Instituto Fral de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Juazeiro do Norte, 2017.
- GOUX, X.; CALUSINSKA, M.; FOSSÉPRÉ, M.; BENIZRI, E.; DELFOSSE, P. Start-up phase of an anaerobic full-scale farm reactor – Appearance of mesophilic anaerobic conditions and establishment of the methanogenic microbial community. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 212, p. 217-226, jul. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.040>.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse por Setores**. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/ce/?nivel=st>>. Acesso em: 20 abr. 2020.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: Synergia, 2009. 940 p.
- LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 190-196, abr. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662009000200013>.
- MADINGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; BENDER, K.S.; BUCKLEY, D.H.; STAHL, D.A. **Microbiologia de Brock**. 14. ed. Porto Alegre: Artmed, 2016. 960 p.
- METCALF & EDDY. **Tratamentos de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.
- NEVES, C. S.; CAMPOS, C. M. M.; PEREIRA, E. L.; BOAS, R. B. V. Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 20, n. 4, p. 623-634, dez. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040119235>.
- NOUR, E. A. A.; POVINELLI, S. C. S.; POVINELLI, J.; CAMPOS, J. R. Tratamento anaeróbio de esgotos sanitários, utilizando um reator anaeróbio com chicanas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 25., 1996, Cidade do México. **Anais...**Cidade do México-México: AIDIS, 1996. .
- PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 4, n. 3, p. 157-168, 31 dez. 2009. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.109>.
- RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores

anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 240-246, set. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522007000300002>.

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.016>.

SANT'ANNA, G. L. **Tratamento biológico de efluente: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 605 p.

SUBRAMANYAM, R. Evaluation of UASB reactor performance during start-up operation using glucose bearing synthetic wastewater. **International Journal Of Environment**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 32-51, 27 jan. 2020. <http://dx.doi.org/10.3126/ije.v9i1.27432>.

SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. 2014. 115 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014

SILVA, G. A.; JÚNIOR, R. H. A.; OLIVEIRA, J. D. F.; ROCHA, E. R. M.; JÚNIOR, J. A. M. Caracterização e aclimação do lodo anaeróbio visando o seu uso como inóculo de um reator de RSU para produção de biogás. **Revista TAE**, São Paulo, 10 ed., 2012. Disponível em: <<https://www.revistatae.com.br/Artigo/361/caracterizaca-o-e-aclimatacao-do-lodo-anaerobio-visando-o-seu-uso-como-inoculo-de-um-reator-de-rsu-para-producao-de-biogas>>. Acesso em: 08 maio 2020.

SILVA, J. A.; SILVA, G. H. R.; SARTI, A. Tratamento de esgoto sanitário de baixa carga utilizando reator

compartimentado anaeróbio/aeróbio em escala piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 539-549, maio 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016144668>.

SILVA, A. C. G.; MEDEIROS, R. C.; TREVISAN, G. M. Start-up de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando efluentes de indústria de laticínios. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s.l.], v. 7, n. 3, p. 572-590, 3 out. 2018. Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e32018572-590>.

SILVA, P. C.; CAMPOS, C. M. M. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura. **Ambiência**, Guarapuava, v. 14, n. 3, p. 561-578, dez. 2018. Disponível em: <<https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/articloe/view/3076%C2%A0>>. Acesso em: 08 maio 2020.

SIMÕES, A. L. G. **Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação para partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. 316p. 2017. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

van HAANDEL, A. C.; van der LUBBE, J. **Anaerobic sewage treatment: optimization of process and physical design of anaerobic and complementary processes**. London: IWA Publishing, 2019. 429 p. ISBN: 9781780409610.

ZUNTINI, A. S.; RODRIGUES, C. M.; ARANTES, E. J. Verificação da eficiência na partida de um reator UASB para o tratamento de esgoto sanitário em uma universidade. In: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 11., 2015, São Paulo. **Anais....** São Paulo: Alta Paulista, 2015. p. 139-150.