



## **Efeito da Configuração do Separador de Fases na Captação de Biogás em Reatores UASB Tratando Águas Residuárias de Frigorífico Industrial**

### ***Effect of the Phase Separator Configuration on the Biogas Capture in UASB Reactors Treating Slaughterhouse Waste***

Allan Bruno Dantas Gonçalves<sup>1</sup>  
Maria Gorethe de Sousa Lima Brito<sup>2</sup>  
Flávio César Brito Nunes<sup>3</sup>  
Fernando José Araújo da Silva<sup>4</sup>  
Joelma Pereira da Silva<sup>5</sup>  
Cicero Gomes Oliveira<sup>6</sup>

---

<sup>1</sup> Doutorando em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). E-mail [allanbrunoeng@gmail.com](mailto:allanbrunoeng@gmail.com)

<sup>2</sup> Doutora em Engenharia de Processos pela Universidade Federal de Campina Grande. Professora da Universidade Federal do Cariri. E-mail [gorethe.lima@ufca.edu.br](mailto:gorethe.lima@ufca.edu.br)

<sup>3</sup> Doutor em Engenharia de Processos pela Universidade Federal de Campina Grande. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. E-mail [flavio@ifce.edu.br](mailto:flavio@ifce.edu.br). Orcid <https://orcid.org/0000-0002-2289-6915>

<sup>4</sup> Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará, Professor da Universidade Federal do Ceará. E-mail [fjas@deha.ufc.br](mailto:fjas@deha.ufc.br)

<sup>5</sup> Mestranda em Desenvolvimento Regional Sustentável pela Universidade Federal do Cariri. E-mail [joelmapereira1618@gmail.com](mailto:joelmapereira1618@gmail.com)



**Resumo:** Esta pesquisa tem o intuito de investigar o efeito da configuração do elemento de separação de fases na captação de biogás em reatores UASB<sup>7</sup> tratando efluentes de frigorífico industrial, submetidos as mesmas condições operacionais. Para isto, foram utilizados dois reatores com diferentes configurações do elemento de separação de fases, um no modelo convencional (R1) e o outro no modelo Y (R2). Os efluentes destes reatores foram monitorados por meio das análises físico-químicas. Também foram determinadas as vazões e composições de biogás captadas pelos separadores de fases. Dos resultados obtidos depreende-se que os dois reatores apresentaram satisfatória estabilidade operacional, uma vez que os valores de pH permaneceram na faixa neutra. Este resultado foi corroborado pela boa eficiência de remoção de matéria orgânica (74% para o R1 e 73% para o R2) e pelas elevadas vazões de biogás com percentuais elevados de metano: em média foram obtidos 0,063 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de biogás (com teor médio de metano de 79,5%) para o R1 e 0,064 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de biogás (com teor médio de metano de 79,4%) para o R2. Ao se analisar estatisticamente os dados, foi verificado que não existiram diferenças significativas entre os desempenhos operacionais dos reatores estudados. Também foi constatado que as diferentes configurações dos elementos de separação de fases, não exerceram efeito significativo na captação do biogás. Assim, este resultado sugere que a escolha da configuração do elemento de separação de fases, deve ser feita com base em aspectos financeiros e de estabilidade estrutural.

**Palavras-chave:** Reator UASB. Separador de fases. Captação de biogás.

---

<sup>6</sup> Mestrando em Desenvolvimento Regional Sustentável pela Universidade Federal do Cariri. E-mail [cicero.gomes@aluno.ufca.edu.br](mailto:cicero.gomes@aluno.ufca.edu.br)

<sup>7</sup> Doutor em Engenharia de Processos pela Universidade Federal de Campina Grande. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. E-mail [flavio@ifce.edu.br](mailto:flavio@ifce.edu.br). Orcid <https://orcid.org/0000-0002-2289-6915>



**Abstract:** This research aims to investigate the effect of the configuration of the phase separation element on the capture of biogas in UASB reactors treating effluents from industrial refrigerators, submitted to the same operational conditions. For this, two reactors with different configurations of the phase separation element were used, one in the conventional model (R1) and the other in the Y model (R2). The effluents of these reactors were monitored by means of physical-chemical analyzes. The flow rates and biogas compositions captured by the phase separators were also determined. From the results obtained, it appears that the two reactors showed satisfactory operational stability, since the pH values remained in the neutral range. This result was corroborated by the good efficiency of removal of organic matter (74% for R1 and 73% for R2) and the high flow rates of biogas with high percentages of methane: on average  $0.063 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  of biogas (with an average methane content of 79.5%) for R1 and  $0.064 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  of biogas (with an average methane content of 79.4%) for R2. When analyzing the data statistically, it was verified that there were no significant differences between the operational performances of the studied reactors. It was also found that the different configurations of the phase separation elements did not have a significant effect on the capture of biogas. Thus, this result suggests that the choice of the phase separation element configuration must be made based on financial and structural stability aspects.

**Keywords:** UASB, Phase separator. Biogas capture.

## Introdução

O grande desafio da engenharia e do engenheiro contemporâneo é elaborar projetos e concretizá-los seguindo as premissas da sustentabilidade, fundamentadas na visão holística entre os aspectos econômicos, ambientais e sociais, se estendendo de forma subjetiva a aspectos políticos, culturais e tecnológicos. Neste sentido, a escolha da tecnologia a ser utilizada como fonte alternativa de energia é um tema importante quando se fala em desenvolvimento sustentável, uma vez que a produção de energia por meio de



fontes não sustentáveis (renováveis ou não) representa um dos grandes problemas ambientais e socioeconômicos atuais (Rosa *et al.* 2018; Xue *et al.* 2020).

No Brasil, com o intuito de diversificar a matriz energética e aumentar a segurança no abastecimento de energia elétrica, além de permitir a valorização das características e potencialidades regionais e locais, o Governo Federal criou a Lei 10.438/2002 que instituiu o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (PROINFA) (BRASIL, 2002). Este programa objetiva aumentar a participação da energia elétrica produzida por empreendimentos concebidos com base em fontes eólica, biomassa e pequenas centrais hidrelétricas no sistema elétrico interligado nacional. Para ser investido no ano de 2020 neste programa, a diretoria da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) aprovou, no final de 2019, uma cota no valor de R\$ 3,321 bilhões. E existe uma previsão de que o montante de energia elétrica gerado pelas 131 usinas participantes do PROINFA no próximo ano (60 pequenas centrais hidrelétricas, 52 eólicas e 19 térmicas movidas por biomassa) deverá atingir 11,202 milhões de megawatts-hora (MWh) (ANEEL, 2019).

O uso do biogás presume a transformação de sua energia química. Assim, o biogás pode, por exemplo, ser utilizado para gerar energia elétrica e térmica, podendo, esta última, ser empregada diretamente na secagem de lodos e escumas e indiretamente como combustível veicular, industrial ou residencial. Entretanto, para o uso energético, o fator decisivo é o teor de gás metano presente no biogás, devido a sua alta capacidade calorífica. Para sua eficiente utilização na geração de energia, o percentual de gás metano no biogás deve estar na faixa de 70 a 81% (FNR, 2010; BRASIL, 2017).



Uma tecnologia anaeróbia muito utilizada em países tropicais para o tratamento de águas residuárias com diferentes concentrações de matéria orgânica, tanto solúvel quanto complexa, inclusive as oriundas de atividades agroindustriais, é o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) (Lettinga *et al.* 1980; Fang *et al.* 1994; Tay; Yan, 1996; Narnoli; Mehrotra, 1997; Puyol *et al.* 2009; Ren *et al.* 2009; Bustillo-Lecompte, 2017). O satisfatório desempenho operacional destes reatores é devido, principalmente, a formação de lodo granular compacto, que assegura uma elevada atividade metanogênica específica e alta estabilidade (Fang *et al.* 1994; Li *et al.* 2008), que ocorre de forma natural e espontânea quando as condições ambientais são adequadas para a auto imobilização das bactérias (Tay *et al.* 2000; Bhunia; Ghangrekar, 2008; Vlyssides *et al.* 2008). Estes fatores permitem que o reator funcione com tempos de detenção hidráulicos reduzidos, o que implica em equipamentos de menor dimensão e menor custo (Vlyssides *et al.* 2009; Majumder; Gupta, 2008; Metcalf; Eddy, 2016). Outras vantagens importantes, clássicas de sistemas anaeróbios, são: baixa produção de lodo, não requer aeração e produz gás metano (Van Haandel; Lettinga, 1994).

Vale destacar que apesar da ampla disseminação de reatores UASB, existem vários estudos que apontam falhas nas etapas de projeto, construção e operação desta tecnologia (Leitão *et al.* 2005; Van haandel *et al.* 2006; Chernicharo; Stuetz, 2008; Miki, 2010; Heffernan *et al.*, 2011; Chernicharo *et al.* 2015; Possetti *et al.* 2018). Uma das desvantagens referente ao projeto é a perda de material orgânico particulado, que resulta no aumento da fração de DQO descarregada com o efluente e, em consequência, no comprometimento da eficiência do tratamento (Van Haandel *et al.* 2015). Uma alternativa para solucionar este problema é o aprimoramento da configuração do elemento de



separação de fases desses reatores para reter mais eficientemente o lodo. Isso permite que o reator suporte elevados carregamentos de águas residuárias, contribuindo, desse modo, para a geração de metano (Santos *et al.* 2016; Rocha *et al.* 2017; Santos *et al.* 2018).

Contudo, são escassas as pesquisas que se propuseram a estudar formas de melhorar o desempenho do elemento de separação de fases e as poucas que o fizeram foram direcionadas para estudar a influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipais (Van Haandel *et al.* 2015) e para avaliar a retenção de sólidos em reator UASB tratando esgoto doméstico (Rocha *et al.* 2017), que possui concentração média de sólidos na faixa de 120 a 360 mg.L<sup>-1</sup> (Qasim, 1999).

É importante ressaltar que uma parcela do biogás produzido em reatores UASB, ao invés de ser coletada no interior da campânula de biogás, sai na forma dissolvida com o efluente dos reatores. De acordo com Souza (2010), em torno de 35 a 40% do total de metano produzido no reator UASB escapa de forma dissolvida no efluente. Ainda conforme este autor, as perdas de metano (dissolvido no efluente) situam-se próximo de 17 a 22 mg.L<sup>-1</sup>. Estes valores representariam uma DQO no efluente de 70 a 90 mg.L<sup>-1</sup>, apesar do metano dissolvido não ser, conforme descrito por Hartley e Lant (2006), acusado nos procedimentos convencionais de teste da DQO.

Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo investigar o efeito da configuração do elemento de separação de fases na captação de biogás em reatores UASB tratando efluentes de frigorífico industrial, submetidos a diferentes cargas orgânicas volumétricas. Para isto, foram utilizados dois



reatores com diferentes configurações do elemento de separação de fases, um no modelo convencional (prismas triangulares com uma base aberta) e o outro no modelo Y (constituído por um braço acoplado ao corpo cilíndrico do reator). Em cada reator foram avaliados, em seus afluentes e efluentes, os parâmetros temperatura, pH, alcalinidade (e suas frações), matéria orgânica, sólidos suspensos e a composições do biogás.

### **Aparato experimental**

Esta pesquisa foi desenvolvida em dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo, reatores UASB, em escala de bancada, um com a configuração convencional e outro com a configuração do tipo Y. As configurações diferem para que se possa fazer um comparativo entre as estabilidades e os desempenhos operacionais dos dois modelos, que foram operados de maneira idêntica.

Os referidos reatores foram produzidos em tubos de policloreto de polivinila (PVC) em formatos cilíndricos. O reator convencional possui capacidade para reter 24 litros de esgoto e tem as seguintes dimensões: 1,36 m de altura e 0,15 m de diâmetro (Tabela 6). Este reator é formado por três regiões: a base localizada na parte inferior (zona de digestão), a intermediária (manta de lodo) e a de separação trifásica (zona de decantação), situada na parte superior. Imediatamente abaixo das aberturas do separador trifásico encontra-se um defletor de gases, como mostra a Figura 1 - A.

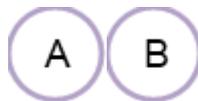
Já o reator do tipo Y, com capacidade para reter 28 litros de esgoto, possui as seguintes dimensões: 1,36 metros de altura, 0,15 m de diâmetro (Tabela 1). Este reator ainda possui um corpo cilíndrico, formando um ângulo de 45° com a parte vertical do reator. O ponto onde o corpo cilíndrico é conectado

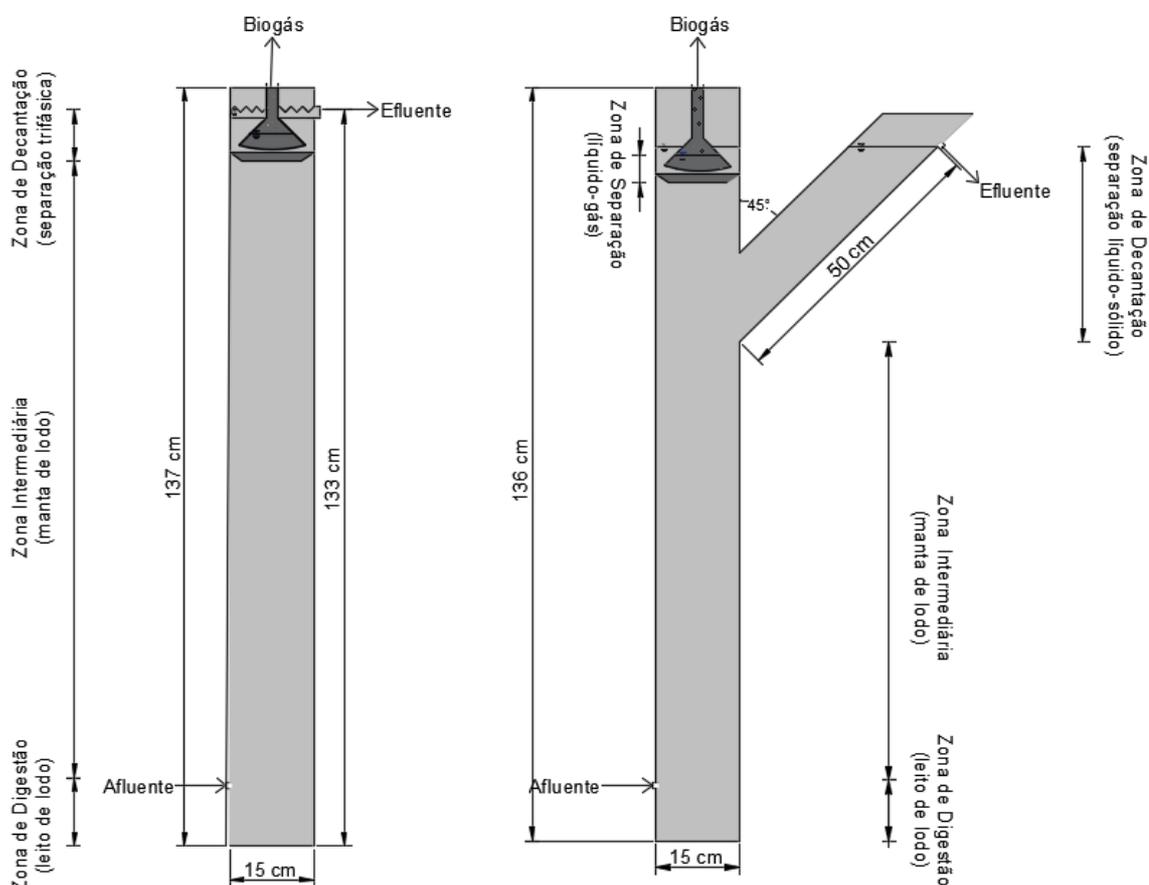


ao reator UASB dista 0,95 m da sua base inferior. Este reator é formado por três regiões: a base, localizada na parte vertical inferior (zona de digestão), a parte superior onde é coletado o biogás (zona de separação do gás) e a parte lateral onde ocorre a separação líquido - sólido (zona de sedimentação) por meio da descarga do efluente em sua extremidade livre, conforme mostra a Figura 1 - B. Em ambos os reatores, os dispositivos de separação de fases foram confeccionados utilizando garrafas pet.

O reator UASB do tipo Y difere do reator convencional por possuir dois separadores bifásicos, enquanto que o reator UASB convencional, formato mais tradicional, apresenta apenas um único separador trifásico na parte vertical superior.

Figura 1: Dimensões do reator convencional (A) e do reator modelo Y (B).





Fonte: Os autores.

Tabela 1: Dimensões dos reatores com a configuração convencional (R1) e do tipo Y (R2).

Variáveis	R1	R2
Altura (m)	1,37	1,36
Volume (m <sup>3</sup> )	0,024	0,028*
Área da base (m <sup>2</sup> )	0,018	0,018

\* No cálculo do volume do reator modelo Y (R2) é somado o volume do corpo cilíndrico que forma um ângulo de 45° com a parte vertical do reator.

Fonte: Os autores.

## Alimentação do sistema

O efluente industrial utilizado durante a pesquisa era coletado no



Frigorífico Industrial do Cariri, Município de Juazeiro do Norte – CE. A agroindústria frigorífica efetua o abate de bovinos e suínos e processa os subprodutos. O efluente gerado é uma mistura do banho dos animais, da lavagem dos currais e da limpeza das áreas e instrumentos utilizados no abate.

A captação da água residuária gerada no frigorífico era feita no tanque de reservação, onde se acumulava o efluente. Nesse tanque eram coletados 100 litros, acondicionados em 05 recipientes com capacidade para 20 litros (Figura 2), que, após preenchidos, eram transportados para o sistema experimental instalado na universidade.

No sistema experimental de tratamento de efluentes, representado nas Figuras 03, o efluente do frigorífico era armazenado em um tanque de reservação com capacidade para 500 litros, instalado a 1 m de altura acima dos reatores. Posteriormente o efluente fluía, por ação da gravidade, para reservatórios com capacidade para 20 litros (tanques de equalização), nos quais foram instaladas boias de nível mecânicas para controlar a dispersão de líquidos no interior dos mesmos, mantendo-os sempre cheios. Dos tanques de equalização, instalados a 0,5 m de altura acima dos reatores, os efluentes do frigorífico, também pela ação da gravidade, e com vazões constantes, eram conduzidos até os reatores UASB por meio de dispositivos de entrada (tubos de ¼" de diâmetro). Estes dispositivos lançavam os esgotos na parte central dos reatores, a 0,18m de sua base, visando favorecer um maior contato entre a matéria orgânica afluyente e a biomassa presente na zona de digestão do reator.

Figura 2: Coleta da água residuária no frigorífico industrial.



Fonte: Os autores.

Figura 3: Representação real do sistema experimental.



Fonte: Os autores.



## **Partida dos reatores**

O lodo utilizado para a inoculação dos reatores foi retirado de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB utilizado no tratamento de esgoto sanitário. Este lodo anaeróbio ativo apresentava concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) de 44200 mg.L<sup>-1</sup> e 29100 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, a relação STV/ST média foi 0,66, indicando que o lodo contém aproximadamente 66% de fração orgânica. Após a caracterização, o lodo foi aclimatado nos reatores. A inoculação foi realizada com o volume de 2kg de lodo para cada reator, aproximadamente 10% do volume dos reatores.

A estimativa do volume de lodo de inoculo necessário à partida dos reatores foi calculada conforme as recomendações de Campos (1999). Os reatores foram operados a temperatura ambiente, com média de 29,7°C e com tempo de detenção hidráulica de 6,5 e 7,5 horas nos reatores R1 e R2, respectivamente.

## **Coleta e monitoramento dos efluentes líquidos**

A coleta do esgoto afluente aos reatores era realizada no tanque de equalização (Figura 4-a). No R1, a coleta do efluente era realizada através de uma canaleta com vertedores triangulares localizada na parte superior (Figura 4-b), já no R2 a coleta era realizada na extremidade livre onde ocorria a descarga do efluente (Figura 4-c).

Figura 4: Tanque de equalização afluente (A); Canaleta com vertedores triangulares no R1 (B) e extremidade livre onde ocorre a descarga do efluente R2 (C).



Fonte: Os autores.

A estratégia de monitoramento seguiu as diretrizes sugeridas por Chernicharo (2016), cujos parâmetros analisados, pontos, frequência de amostragem e metodologias utilizadas em cada análise estão apresentadas na Tabela 2.

Os parâmetros de temperatura e pH foram determinados *in loco*, e os demais foram realizados no Laboratório de Saneamento.

As Análises de ácidos graxos voláteis, de alcalinidade total e de suas frações (alcalinidade devido aos ácidos voláteis e alcalinidade de bicarbonato), foram determinadas pelo método de Kapp (1984), descrito por Buchauer (1998). A composição do biogás foi verificada através do kit desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves - ALFAKI, a produção de biogás foi determinada pela adaptação do método de Aquino *et al.* (2007). As preparações das amostras e às demais análises seguiram as metodologias propostas em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha *et al.*, 2012).



Parâmetros	Unidade	Metodologia	Amostragem	Frequência
<b>Eficiência de tratamento</b>				
Sólidos suspensos Totais (SST)	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico 2540-D	Afluente Efluente	semanal
Demanda química de oxigênio (DQO)	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Refluxação fechada 5220-C	Afluente Efluente	semanal
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Incubação: 5210-B Oxigênio dissolvido: 4500-O G	Afluente Efluente	semanal
Vazão de biogás	Nm <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	Variação do deslocamento	Linha de saída do biogás	semanal
<b>Estabilidade operacional</b>				
Temperatura (T)	° C	Termômetro com filamento de mercúrio 2550-A	Afluente Efluente	semanal
Potencial hidrogeniônico (pH)	-	Eletrométrico 4500-B	Afluente Efluente	semanal
Ácidos graxos voláteis (AGV)	mgHAc.L <sup>-1</sup>	Titulação potenciométrica	Afluente Efluente	semanal
Alcalinidade total (AT)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulação potenciométrica	Afluente Efluente	semanal
Alcalinidade por ácidos voláteis (AAV)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulação potenciométrica	Afluente Efluente	semanal



Alcalinidade de bicarbonato (AB)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulação potenciométrica	Afluente Efluente	semanal
Composição do biogás	%(CH <sub>4</sub> - CO <sub>2</sub> )	Diferença de volume	Linha de saída do biogás	semanal
<b>Quantidade do lodo</b>				
Sólidos totais (ST)	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico 2540-B	Afluente Efluente	semanal
Sólidos voláteis totais (SVT)	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico 2540-E	Afluente Efluente	semanal

Tabela 2: Parâmetros analisados durante o monitoramento dos reatores UASB estudados nesta pesquisa

Fonte: Chernicharo (2016)

Tabela 3: Condições operacionais dos reatores R1 e R2 em função das cargas orgânicas volumétricas.

Parâmetros	Valores médios			
	R1		R2	
Carga orgânica volumétrica (kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	6,5	8,4	5,6	7,2
Vazão afluente (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )	0,0037	0,0037	0,0037	0,0037
Tempo de funcionamento do reator (h)	24	24	24	24
Tempo	6,5	6,5	7,5	7,5



de detenção hidráulica (h)				
Carga hidráulica volumétrica ( $m^3.m^{-3}.d^{-1}$ )	3,7	3,7	3,2	3,2
Carga biológica (kgDQO.kgST $V^{-1}.d^{-1}$ )	0,2	0,4	0,2	0,4
Velocid ade ascensional do fluido ( $m.h^{-1}$ )	0,21	0,21	0,21	0,21

Fonte: Os autores.

### Coleta e monitoramento da vazão e da composição de biogás

Para coleta e determinação da vazão do biogás, utilizou-se a versão do frasco Mariotte, apresentado na Figura 5. Este frasco foi confeccionado com material em PVC, com capacidade para 10 litros cada. Estes mariottes, contendo água, eram conectados a saída de biogás dos reatores através de tubulação de PVC (tubo de 25 mm de diâmetro) vedadas com silicone, para evitar perdas na rota até o Mariotte. Desse modo, os volumes de biogás produzidos foram quantificados pelas variações dos deslocamentos dos líquidos contidos nos Mariottes, ou seja, os volumes de água expulsos dos Mariottes corresponderam às produções de biogás nos reatores UASB.

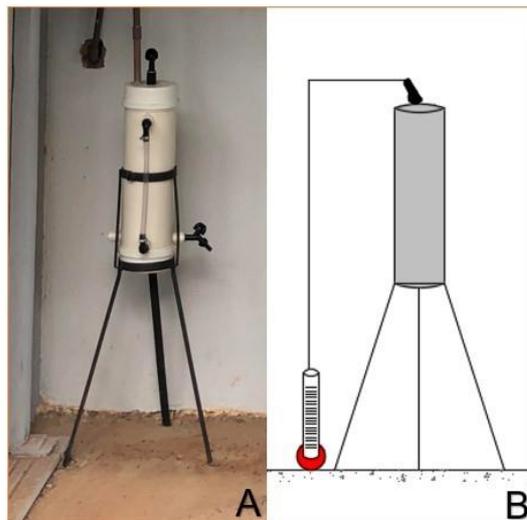
Através do kit desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves - ALFAKI, foi possível verificar a composição do biogás gerado nos reatores UASB. Esse kit permite a análise dos principais gases presentes no biogás. Foram realizadas



leituras para os parâmetros: amônia, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e metano. O método de leitura da Amônia e sulfeto de hidrogênio baseia-se na técnica colorimétrica, realizada após o contato entre o biogás e a solução para cada um desses gases, já a leitura do dióxido de carbono e metano foi efetuada através da diferença entre os volumes iniciais e finais de gás, após o contato do biogás com a solução, utilizando seringas., representados na Figura 6.

A periodicidade das análises da fase gasosa foi a mesma da fase líquida, sendo as análises realizadas no mesmo dia e hora.

Figura 5: Representação real (A) e esquemática (B) do frasco Mariotte



Fonte: Os autores.



Figura 6: Análise de metano e dióxido de carbono.



Fonte: Os autores.

### Quantificação dos parâmetros de monitoramento

Em conformidade com os parâmetros recomendados para avaliação do comportamento dos reatores UASB foram definidos cálculos para interpretação dos dados obtidos. Para a obtenção dos resultados de eficiência de remoção dos parâmetros analisados e estatística básica aplicada, assim como implementação de gráficos, foi utilizado o *software Microsoft Excel*<sup>®</sup> 2016.

No tratamento dos dados, realizou-se a análise descritiva, contendo: máximo, mínimo, média, coeficiente de variação e quartis.

Para analisar o efeito da estabilidade e do desempenho operacional na produção de biogás, os dados de carga biológica (CB), carga orgânica volumétrica (COV), alcalinidade total (AT), ácidos graxos voláteis (AGV), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), produção volumétrica de biogás, bem como as relações (AGV/AT) e (DQO/DBO), foram analisados por meio de testes de normalidade e de hipóteses usando o *software* BIOESTAT.

Aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk ( $\alpha=0,05$ ) para analisar a



normalidade dos dados, devido o número de amostras realizadas ser menor que cinquenta ( $n < 50$ ). Após verificar que os dados apresentavam distribuição não normal, foi usado o teste de hipóteses de Kruskal-Wallis (não paramétrico), a fim de verificar a existência de diferença estatística entre os parâmetros. Ambos os testes apresentaram nível de significância de 5%. (CALEGARI-JAQUES, 2003).

## **Resultados e Discussões**

Os resultados apresentados nesta seção referem-se ao monitoramento da estabilidade e da eficiência de tratamento dos reatores UASB avaliados nesta pesquisa.

Na Tabela 4 constam os resultados da estatística descritiva aplicada aos dados de todos os parâmetros determinados em amostras dos afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2.

Ao se analisar, na Tabela 4, a variabilidade dos dados em relação a média (coeficiente de variação - CV), verifica-se que, de acordo com a classificação de Pimentel Gomes (1981), os valores de temperatura e de pH estavam próximos de suas respectivas médias ( $CV < 10\%$ ). Já os dados dos parâmetros alcalinidade total, alcalinidade a bicarbonato, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos suspensos voláteis apresentaram média dispersão em relação as suas médias ( $10 \leq CV < 20$ ). Com relação aos demais parâmetros (ácidos graxos voláteis, alcalinidade dos ácidos voláteis e sólidos suspensos totais), as dispersões dos seus dados em relação as suas médias foram consideradas elevadas ( $CV > 30\%$ ).

Segundo Aquino e Chernicharo (2005), a estabilidade de reatores anaeróbios, operando em condições ideais ao crescimento da microbiota e sem fatores intervenientes, resultada nas etapas da digestão anaeróbia ocorrendo de forma equilibrada, proporcionando uma equalização das taxas de produção e consumo dos compostos intermerdiários. Nestes casos, a acumulação significativa de ácidos graxos voláteis (AGVs) é evitada e o processo ocorreria próximo ao equilíbrio dinâmico. Apesar disso, essa condição é raramente alcançada em estações de tratamento de esgotos (ETEs), devido às flutuações na composição, concentração e vazão do esgoto afluente, além das variações dos fatores ambientais, como temperatura, ausência temporária de nutrientes e presença temporária de compostos tóxicos.

Tabela 4: Estatística descritiva dos dados dos parâmetros físico-químicos determinados em amostras dos afluentes e dos efluente dos reatores UASB estudados nesta pesquisa.

PARÂ-METROS	Faixa de variação (mínimo-máximo)			MEDIANA			CV (%)		
	AF	EFR1	EFR2	AF	EFR1	EFR2	AF	EFR1	EFR2
Temperatura (°C)	28,7 - 31	28,4 - 30,3	28,3 - 30,2	29,7	29,6	29,7	2,0	1,9	1,9
pH	7,2 - 7,8	7 - 7,8	7,06 - 7,9	7,4	7,3	7,3	2,1	3,1	3,3
Alcalinidade total (AT: mg CaCO <sub>3</sub> /L)	372 - 628	472 - 624	466 - 622	475,8	553,4	548,6	13,8	7,3	8,7
Alcalinidade a bicarbonato (AB: mg CaCO <sub>3</sub> /L)	339,1 - 568,9	442,2 - 612	459,6 - 607	427,2	530,6	525,9	14,9	8,3	9,6
Ácidos graxos voláteis (AGV: mgHAc/L)	41,7 - 260	23,9 - 75,3	12,7 - 73,7	96,5	44,1	42,2	59,9	35,7	42,6
Alcalinidade dos ácidos voláteis (AAV: mg CaCO <sub>3</sub> /L)	25,0 - 156	14,3 - 45,2	7,6 - 44,6	57,9	26,4	25,3	59,9	35,8	42,6



Demanda química de oxigênio (DQO: mgO <sub>2</sub> /L)	742,7 - 2556,8	250 - 717,4	202,2 - 677,5	1939,3	508,4	527,5	21,4	19,9	19,6
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO: mgO <sub>2</sub> /L)	320,4 - 1537,6	95,5 - 373,1	91,9 - 392,5	1045,1	270,7	281,3	26,5	24,8	23,8
Sólidos totais (ST: mg/L)	746 - 1648	462 - 662	553 - 438	1063,6	567,7	553	24,7	17,7	21,8
Sólidos totais voláteis (STV: mg/L)	420 - 972	303 - 514	241 - 426	649,3	405,7	327	27,2	26,0	28,5
Sólidos suspensos totais (SST: mg/L)	348,6 - 674	82 - 198	129 - 232	548,2	148	179	31,9	40,3	28,8
Sólidos suspensos Voláteis (SSV: mg/L)	266,8 - 480	48 - 128	56 - 97	401,6	85,3	74	29,2	14,2	9,0

Legenda: AF (esgoto afluente), EFR1 (efluente do reator 1), EFR2 (efluente do reator 2), CV (coeficiente de variação). N° de dados: 17  
Fonte: Elaborada pelo Autor (2020).

## Temperatura

Na Tabela 4 observa-se que as temperaturas afluentes aos reatores UASB variaram entre 28,7 e 31°C, com média de 29,7°C. No efluente do R1 a variação foi de 28,4 a 30,3°C, com média de 29,6°C, e no efluente do R2 foi de 28,3 a 30,3°C, com média de 29,7°C. A partir destes valores depreende-se que as temperaturas dos esgotos afluentes aos reatores se mantiveram próximas a faixa considera ótima para a digestão anaeróbia, que é de 30 a 35°C. (Van Haandel; Lettinga, 1994; Chernicharo, 2016).

## pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis

Os valores de pH nos efluentes dos reatores R1 e R2 variaram na faixa de 7,0 a 7,8 e 7,06 a 7,9, respectivamente, não tendo sido verificado, por meio do



teste de Kruskal-Wallys, variação significativa entre os reatores R1 e R2 durante o período operacional (estatística com nível de significância de 0,05). Estes resultados indicam que a alcalinidade estabelecida nos reatores manteve a capacidade de tamponamento dos meios. De acordo Chernicharo (2016), em reatores UASB, valores de pH entre 6,6 e 7,4 são ótimos para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos no processo, valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 inibem a produção de metano. No estudo realizado por Antwi *et al.* (2017), a faixa de pH ótima para o metabolismo das bactérias metanogênicas foi de 7,19 a 8,78.

Com relação as medianas de alcalidade total, os valores das concentrações foram de 427,2; 530,6 e 525,9 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para o afluente, efluente do R1 e efluente do R2, respectivamente. De acordo com o teste de Kruskal-Wallys, não houveram diferenças significativas entre as medianas dos efluentes do R1 e R2 neste parâmetro. Deste modo, pode-se afirmar que a capacidade de tamponamento natural presente no esgoto foi suficiente para evitar elevadas mudanças nos valores de pH dos reatores UASB. Assim, infere-se que os dois reatores estudados apresentaram ótimas condições de tamponamento. De acordo com Campos *et al.* (2006), a capacidade de tamponamento é um fator relevante, especialmente quando se leva em consideração os custos com a manutenção, visto que a necessidade da adição de substâncias químicas para suplementação da alcalinidade gera um custo adicional para o processo.

Chernicharo (2016) enfatiza que o monitoramento da alcalinidade em um sistema de tratamento anaeróbio é mais importante que a verificação do valor do pH. Pelo fato do pH ser expresso em escala logarítmica, pequenas



quedas de pH resultam em elevado consumo de alcalinidade, diminuindo a capacidade tampão do meio.

Com relação aos ácidos graxos voláteis (AGV) no afluente, no efluente do R1 e no efluente do R2, verifica-se, na Tabela 4, que as concentrações médias foram de 92,5; 44,1 e 42,2 mgHAc.L<sup>-1</sup>. Observar-se que a concentração média de ácidos graxos voláteis no afluente é mais que o dobro das concentrações obtidas R1 e R2, indicando que não ocorreu acúmulo desses compostos intermediários nos reatores. Esses resultados são corroborados pelo teste de Kruskal-Wallis, que indicou a ocorrência de diferenças significativas entre as medianas do esgoto afluente com os efluentes dos reatores R1 e R2. Ainda de acordo com o referido teste estatístico, não houveram diferenças significativas entre as medianas dos efluentes do R1 e R2 para os AGVs. A diminuição das concentrações de AGV resultou na produção de alcalinidade no R1 e R2, mantendo os valores de pH próximos à neutralidade e garantido a estabilidade dos reatores UASB.

### **Matéria orgânica**

Observa-se, na Tabela 4, que o afluente aos reatores apresentou concentrações médias da demanda química de oxigênio (DQO) de 1939,3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, enquanto que nos efluentes de R1 e de R2 foram de 508,4 e 527,5 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já as concentrações médias da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no afluente foram de 1045,1 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e de 270,7 e 281,3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> nos reatores R1 e R2, respectivamente.

Para nível de comparação entre as concentrações de DQO e DBO de ambos os reatores, aplicou-se o teste Kruskal-Wallis, com nível de significância de 5%. As concentrações dos reatores não apresentaram diferenças

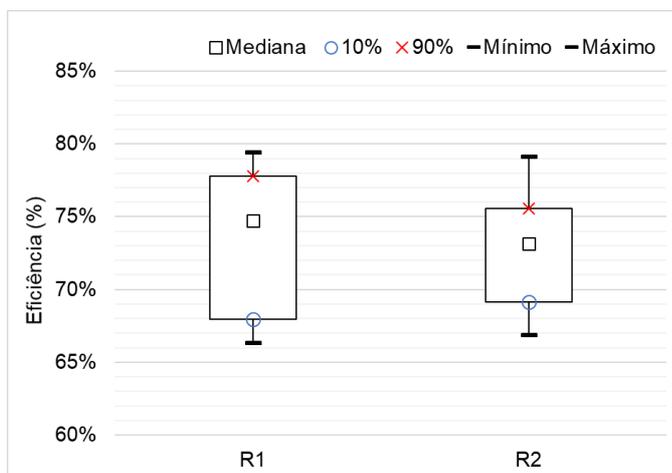


significativas. Desta forma, infere-se que para as condições de operação desta pesquisa, o elemento de separação de fases não afetou o desempenho dos reatores UASB em termos de remoção de matéria orgânica.

Ao se analisar a relação DBO/DQO do esgoto afluente aos reatores obteve-se o valor médio de 0,54, o que o caracteriza, de acordo com a literatura especializada, como de fácil biodegradabilidade (Metcalf; Eddy, 2016).

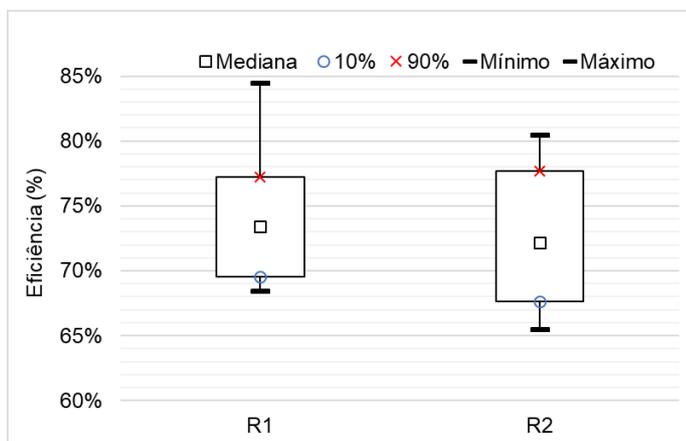
Da análise das Figuras 7 e 8, verifica-se que as eficiências médias de remoção de DQO foram obtidos valores médios de 75% e de 73% para o R1 e para o R2, respectivamente. No R1 foi obtida uma eficiência mínima de 66% e máxima de 79%, enquanto que no R2 a mínima foi de 67% e a máxima de 79%. Com relação as eficiências médias de remoção de DBO, foram obtidos os percentuais de 73 e 72% para o R1 e R2, respectivamente. No R1, o valor mínimo da eficiência foi de 68% e o máximo foi de 84%, já no R2 o mínimo foi 66% e o máximo de 80%. Os valores mínimos de eficiência de remoção de DQO, obtidos nos dois reatores, podem estar relacionados as variações de concentração na elevação da carga orgânica volumétrica.

Figura 7: Gráfico (*box-plot*) da distribuição de dados da eficiência de remoção de DQO no R1 e R2



Fonte: Os autores.

Figura 8: Gráfico (*box-plot*) da distribuição de dados da eficiência de remoção de DBO no R1 e R2.



Fonte: Os autores.

Estes percentuais aproximam-se dos valores obtidos por Batstone *et al.* (2000), que ao modelarem a digestão anaeróbia em um reator anaeróbico híbrido de dois estágios, em grande escala, para tratamento de efluentes de matadouros de suínos, obtiveram eficiências de remoção de DQO variando na faixa de 70 a 85%.

Os valores também estão próximos dos reportados por Rajakumar *et*



*al.* (2012) que investigou o desempenho de um reator anaeróbio de lodo híbrido (HUASB) tratando águas residuais de matadouros de aves sob condições mesofílicas. A uma carga orgânica volumétrica de  $19 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , o reator alcançou eficiências de remoção de DQO variando de 70 a 86%.

### **Sólidos em suspensão**

Da Tabela 4 verifica-se que a concentração média afluyente de sólidos suspensos reduziu de  $548,2 \text{ mg.L}^{-1}$  para 191,2 e 220,8 nos reatores R1 e R2, respectivamente. A eficiência média de remoção de foi de 70% para o R1 e de 65% para o R2.

Em estudo semelhante, Loganath e Mazumder (2018) obtiveram eficiências de remoção de sólidos suspensos variando entre 72% e 98%. Os autores atribuíram a eficiência 72% ao período de partida do reator, já a eficiência mais elevada, de 98%, foi obtida devido a digestão anaeróbia e as reações físico-químicas sucedidas entre a biomassa e o esgoto afluyente, o que, por sua vez, facilitou a retenção de sólidos suspensos dentro do reator.

A eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, nos reatores desta pesquisa, também se assemelha com o reportado pela literatura, de 65 a 80% (Von Sperling, 2014).

### **Vazão e composição do biogás**

Os dados das vazões e das composições do biogás monitorados durante toda a fase de investigação experimental estão apresentados nas Tabelas 5, 6 e 7. Nestas tabelas constam os resultados da estatística descritiva (média, máximo, mínimo e coeficiente de variação) dos dados obtivos para



ambos os reatores.

Tabela 5: Estatística descritiva das vazões volumétricas de biogás obtidas nos reatores R1 e R2.

Vazão (Nm <sup>3</sup> /d)	R1		R2	
	COV: 6,5 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 8,4 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 5,6 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 7,2 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
Nº de dados	9	9	8	8
Média	0,058	0,069	0,058	0,070
Máximo	0,060	0,075	0,062	0,072
Mínimo	0,047	0,064	0,047	0,065
Coefficiente de variação (%)	8	5	9	3

Fonte: Os autores.

Tabela 6: Estatística descritiva da composição do biogás captado no R1.

Composição do Biogás (%)	CH <sub>4</sub>		CO <sub>2</sub>	
	COV: 6,5 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 8,4 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 5,6 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 7,2 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
Nº de dados	17	17	17	17
Média	80	78,1	20	21,9
Máximo	85	80	22,5	22,5
Mínimo	77,5	77,5	15	20
Coefficiente de variação (%)	3	1	12	5

Fonte: Os autores.

Tabela 7: Estatística descritiva da composição do biogás captado no R2.



Composição do Biogás (%)	CH <sub>4</sub>		CO <sub>2</sub>	
	COV: 6,5 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 8,4 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 5,6 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV: 7,2 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
Nº de dados	17	17	17	17
Média	79,4	79,4	20,6	20,6
Máximo	80	80	22,5	22,5
Mínimo	77,5	77,5	20	20
Coefficiente de variação (%)	1	1	6	6

Fonte: Os autores.

A análise dos dados das Tabelas 5, 6 e 7 mostra que, em média, foram obtidas vazões de biogás, no R1, de 0,058 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (com teor de metano de 80%), para a carga orgânica de 6,5 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, e de 0,069 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (com teor de metano de 79,1%) para a carga orgânica de 8,4 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. No R2, foram obtidas vazões de biogás de 0,058 e 0,070 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (ambas com teor de metano de 79,4%), para as cargas orgânicas de 5,6 e 7,3 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Estes valores próximos dos reportados por Loganath e Mazumder (2018), que ao estudarem o desempenho de reatores UASB híbridos na remoção de carbono orgânico, nitrogênio total, remoção de sólidos em suspensão e na produção de biogás tratando águas residuais de matadouros. O reator obteve produção máxima de biogás de 0,0615 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, com percentual de CH<sub>4</sub> estimado na faixa de 48 a 66%, enquanto a porcentagem do CO<sub>2</sub> no biogás foi de 24 a 30%, a uma taxa de carregamento de carbono orgânico total variando de 1,13 a 6,99 kgCOT.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.



De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, ocorreram diferenças significativas entre os valores das medianas das vazões volumétricas de biogás, obtidas para as COV de 6,5 e 8,4 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, no R1, e os obtidos no R2, para as COV de 5,6 e 7,2 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Essa variabilidade é influenciada pela variação gradual e crescente da matéria orgânica nas entradas nos reatores.

Ao se comparar os valores das vazões volumétricas de biogás captadas pelo elemento de separação de fases no R1 com os valores obtidos pela captação no elemento de separação de fases do R2, verificou-se, por meio do teste de Kruskal-Wallis que não existiram diferenças significativas, com nível de significância de 5%. Assim, este resultado sugere que a substituição do elemento de separação de fases convencional pelo sistema de separação de fases implementado no reator tipo Y não contribuiu para uma maior captação de biogás em sua saída. Portanto, a escolha do tipo de separador de fases de reatores UASB, modelo convencional ou modelo Y, pode ser definida com base em aspectos relacionados a complexidade de sua instalação, que terá reflexo nos custos de implementação.

### **Considerações Finais**

As estabilidades das condições anaeróbias dos reatores UASB apresentaram resultados satisfatórios, uma vez os valores de pH se mantiveram na faixa neutra e as concentrações de alcalinidade a bicarbonato apresentaram valores superiores aos das concentrações de alcalinidade devido aos ácidos voláteis.

Com relação aos percentuais de remoção de DQO, foram obtidos valores médios de 75% e de 73% para o R1 e para o R2, respectivamente. Para a DBO, os valores médios foram de 73% (R1) e de 72% (R2). Para os sólidos totais



em suspensão, as eficiências médias de remoção foram de 70% e de 65% para os reatores R1 e R2, respectivamente. Estes percentuais de remoção, apesar de não serem suficientes para produzirem efluentes com características compatíveis com a legislação pertinente a esta matéria, estão na faixa dos valores relatados na literatura especializada.

Quanto as vazões de biogás captadas nos interiores das campânulas de biogás, foram obtidos valores médios, no R1, de  $0,058 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (com teor de metano de 80%), para a carga orgânica de  $6,5 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , e de  $0,069 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (com teor de metano de 79,1%) para a carga orgânica de  $8,4 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . No R2, os valores médios foram de  $0,058$  e de  $0,070 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (ambas com teor de metano de 79,4%), para as cargas orgânicas de  $5,6$  e  $7,2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente.

Ao se analisar estatisticamente os dados (teste de Kruskal-Wallis), foi verificado que não existiram diferenças significativas entre os desempenhos operacionais dos reatores estudados. Assim, foi constatado que as diferentes configurações dos elementos de separação de fases não exerceram influência, nas condições estudadas, na vazão volumétrica de biogás captada no interior da campânula de biogás.

Da análise do biogás também se constatou semelhanças entre os dados da composição do biogás, com predominância significativa para o teor de metano. Este resultado é positivo e merece reflexões acerca da possibilidade da utilização de reatores UASB como uma tecnologia sustentável para a geração de energia a partir do biogás em frigoríficos industriais, uma vez que, em síntese, a produção de energia a partir da biomassa precisa ser sustentável do ponto de vista ambiental, social e econômico. Cada tipo de biomassa possui características



próprias como tamanho, forma e densidade, e a partir destes dados, é que serão determinadas as opções tecnológicas a serem utilizadas em seu aproveitamento energético. Assim, mesmo sendo de amplo conhecimento os benefícios ambientais da exploração da biomassa como insumo energético, deve ser verificado um modelo competitivo deste aproveitamento junto ao setor de energia.

Ante os resultados obtidos, fica a sugestão de que, a princípio, a escolha da configuração do elemento de separação de fases, notadamente relacionada ao modelo convencional ou ao modelo Y, tratando efluentes de frigorífico industrial, pode ser feita com base em aspectos relacionados a complexidade de sua instalação, que terá reflexo nos custos de sua construção.

Por fim, recomenda-se o monitoramento da produção do biogás gerado por meio de uma instrumentação eletrônica computadorizada para subsidiar com informações de forma contínua a produção diária de biogás. O estudo da estabilidade operacional do reator UASB apresentou resultados satisfatórios no que se refere aos valores de pH, que se mantiveram na faixa neutra, e das concentrações de alcalinidade a bicarbonato (AB), que apresentaram valores superiores aos das concentrações da alcalinidade devido aos ácidos voláteis (AAV).

## Referências

ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). Valores das cotas do PROINFA para 2020 são aprovados. Disponível em: < <http://bit.ly/2M4jeTQ> > Acesso em: 02 de fev. de 2023.

ANTWI, Philip; LI, J.; BOADI; P. O.; MENG, J.; KOBLAH, Q. F.; WANG X.; REN N.; BUELNA G. Efficiency of an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating  
**Revista Ciência e Sustentabilidade, v. 7, n. 1, p. 322-360, janeiro-junho, 2023.**



potato starch processing wastewater and related process kinetics, functional microbial community and sludge morphology. *Bioresource Technology*, v. 239, p.105-116, 2017.

APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: American Public Health Association; 2012.

AQUINO, S. F. de; FORESTI, Eugênio; SANTOS, Maria de Lourdes Florêncio dos; MONTEGGIA, Luiz O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.12. n. 2, p. 192-201. 2007.

AQUINO, Sérgio F. de; CHERNICHARO, Carlos A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 10, n. 2, p.152-161, 2005.

BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; NEWELL, R. B.; NEWLAND, M. Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. II: parameter estimation and validation using slaughterhouse effluent. *Bioresource Technology*, v. 75, n. 1, p.75-85, 2000.

BHUNIA, Puspendu; GHANGREKAR, M.M. Influence of biogas-induced mixing on granulation in UASB reactors. *Biochemical Engineering Journal*, v. 41, n. 2, p.136-141, 2008.

BRASIL. Constituição (2002). Lei nº 10438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial, recomposição tarifária extraordinária, cria o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia



Elétrica (Proinfa), a Conta de Desenvolvimento Energético (CDE). Presidência da República: Casa Civil. Brasília, DF, 2002.

BRASIL. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto. Brasília, Distrito Federal: Ministério das Cidades, 183 p. 2017.

BRASIL. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás. Brasília, Distrito Federal: Ministério das Cidades, 83 p. 2015.

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

BUSTILLO-LECOMPTE, Ciro Fernando; MEHRVAR, Mehrab. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal Of Environmental Management*, v. 161, p.287-302, 2015.

BUSTILLO-LECOMPTE, Ciro Fernando; MEHRVAR, Mehrab. Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic-aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. *Journal Of Cleaner Production*, v. 141, p.278-289, 2017.

CALEGARI-JAQUES, S. M. Bioestatística: princípios e aplicações. Artmed Editora S.A, Porto Alegre, 2003. 255 p.



CAMPOS, C. M. Montenegro; CARMO, F. Ribeiro do; BOTELHO, C. Gouvêa; COSTA, C. Camilo da. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 30, n. 1, p.140-147, 2006.

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

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M. Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: management of gaseous emissions. In.: IX Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. 2008, Isla de Pascua. Proceedings of the IX Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. 2008, p. 1-8.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. Bressani. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews In Environmental Science And Bio/technology*, v. 14, n. 4, p.649-679, 2015.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE e. V – FNR (edit.). Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha, 233 p, 2010.

FANG, H. H. P.; CHUI, H. K.; LI, Y.Y. Microbial Structure and Activity of UASB Granules Treating Different Wastewaters. *Wat. Sci Tech.*, v. 30, p.87 – 96, 1994.



HANDREICHUNG BIOGASNUTZUNG, Institut für Energetik und Umwelt GmbH.  
BVA Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, 2004.

HARTLEY, K.; LANT, P. Eliminating non-renewable CO<sub>2</sub> emissions from sewage treatment: an anaerobic migrating bed reactor pilot plant study. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 95, n. 3, p. 384-398, 2006.

HEFFERNAN, B.; VAN LIER, J. B.; VAN DER LUBBE, J. Performance review of large scale up-flow anaerobic sludge blanket sewage treatment plants. *Water Science and Technology*. v. 63, n. 1, p. 100-107, 2011.

LEITÃO, R. C.; SILVA FILHO, J. A.; SANDERS, W.; VAN HAANDEL, A.C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effect of operational conditions on the performance of UASB reactors for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v.52, n.1/2, p. 299-305, 2005.

LETTINGA G.; VAN VELSEN A. F.; HOBMA S.W.; ZEEUW W.; KLAPWY A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnology Bioengineering*, v. 22, p.699 - 734. 1980.

LI, Jinye; HU, B.; ZHENG, B.; QAISAR, M.; MEI, L. Filamentous granular sludge bulking in a laboratory scale UASB reactor. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 9, p.3431-3438, 2008.

LOGANATH, R.; MAZUMDER, Debabrata. Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB



reactor treating real slaughterhouse wastewater. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 2, p.3474-3484, 2018.

MAJUMDER, P. S.; GUPTA, S. K. Degradation of 4-chlorophenol in UASB reactor under methanogenic conditions. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 10, p.4169-4177, 2008.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman. 2016.

MIKI, M. K. Dilemas do UASB. *Revista DAE*. n. 183, p. 25-37, 2010.

NARNOLI, S. k.; MEHROTRA, Indu. Sludge blanket of UASB reactor: Mathematical simulation. *Water Research*, v. 31, n. 4, p.715-726, 1997.

POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; COSTA, F.J.O.G. DA; WAGNER, L. G.; LOBATO, L.C. DA S.; RIBEIRO, T. B.; MELO, D. F.; REIS, J. A.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p.73-89, 2018.

PUYOL D.; MOHEDANO A. F., SANZ J. L.; RODRÍGUEZ J. J. Comparison of UASB and EGSB performance on the anaerobic biodegradation of 2,4-dichlorophenol. *Chemosphere*, v. 76, p.1192 - 1198, 2009.



QASIM, Syed. R. Wastewater treatment plants: planning, design, and operation. Second Edition, Technomic publ. Co., USA, 1999.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; SARAVANAN, P. M.; ANANTHANARAYANAN, P. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. Bioresource Technology, v. 103, n. 1, p.116-122, jan. 2012.

REN, Ting-ting; MU, Y.; NI, B.; YU, H. Hydrodynamics of upflow anaerobic sludge blanket reactors. Aiche Journal, v. 55, n. 2, p.516-528, 2009.

ROCHA, Jozielle Marques da; FALEIRO, G. G. V.; MAGALHÃES, J. S. F.; PEREIRA, J. O. Avaliação da retenção de sólidos em inovadora configuração de reator UASB tratando esgoto doméstico. Revista DAE, v. 65, n. 205, p.29-44, 2017.

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; LOBATO, L.C.S.; SILVA, R. V.; PADILHA, R.F.; BORGER, J. M. Assessing the potential of renewable energy sources (biogas and sludge) in a full-scale UASB-based treatment plant. Renewable Energy, v. 124, p.21-26, 2018.

SANTOS, Silvânia Lucas dos; CHAVES, Sílvia Raphaele Morais; VAN HAANDEL, Adrianus. Influence of temperature on the performance of anaerobic treatment systems of municipal wastewater. Water Sa, v. 44, n. 2, p.211-222, 2018.

SANTOS, Silvânia Lucas dos; CHAVES, Sílvia Raphaele Morais; VAN HAANDEL, Adrianus. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. Water Sa, v. 42, n. 2, p.176-182, 2016.



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

TAY J. H.; YAN Y.G. Influence of substrate concentration on microbial selection and granulation during start-up of upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Environment Research*, v. 68, p. 1140 – 1150, 1996.

TAY J.H.; XU H. L.; TEO, K. C. Molecular mechanism of granulation. I: H<sub>2</sub> translocation-dehydration theory. *Journal of Environmental Engineering*, v. 126, n. 5, p. 403 - 410, 2000.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; COSTA, J. W. N. Influência do projeto do separador de fases no desempenho do reator uasb no tratamento de águas residuais municipais. *Revista DAE*, v. 63, n. 200, p.64-75, 2015.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, F. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. v.5, n. 1. p. 21-38, 2006.

VLYSSIDES, A.; BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S. Granulation mechanism of a UASB reactor supplemented with iron. *Anaerobe*, v. 14, n. 5, p.275-279, 2008.



VLYSSIDES, A.; BARAMPOUTI, E.; MAI, S. Influence of ferrous iron on the granularity of a UASB reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 146, n. 1, p.49-56, 2009.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Vol. 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 4ª.ed. Belo Horizonte, 2014. 472 p.

XUE, Shengrong; SONG, J.; WANG, X.; SHANG, Z.; SHENG, C.; LI, C.; ZHU, Y.; LIU, J. A systematic comparison of biogas development and related policies between China and Europe and corresponding insights. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, [s.l.], v. 117, p.01-14, 2020.