



**ISABELA LUCIA FREIRE**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE DOIS REATORES UASB  
NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DA UFLA**

**LAVRAS – MG  
2019**

**ISABELA LUCIA FREIRE**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE DOIS REATORES UASB NO TRATAMENTO  
DE ESGOTO SANITÁRIO DA UFLA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal de Lavras, como parte  
das exigências do Curso de Engenharia  
Ambiental e Sanitária, para obtenção do título  
de Bacharel.

Prof(a). Dr(a). Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora

**LAVRAS – MG  
2019**

**ISABELA LUCIA FREIRE**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE DOIS REATORES UASB NO TRATAMENTO  
DE ESGOTO SANITÁRIO DA UFLA**

***PERFORMANCE EVALUATION OF TWO UASB REACTORS IN UFLA SANITARY  
TREATMENT***

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal de Lavras, como parte  
das exigências do Curso de Engenharia  
Ambiental e Sanitária, para obtenção do título  
de Bacharel.

APROVADA em 06 de dezembro de 2019.

Prof(a). Dr(a). Luciene Alves Batista Siniscalchi UFLA

Prof(a). Dr(a). Paula Peixoto Assemany UFLA

Prof(a). Dr(a). Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora

**LAVRAS – MG  
2019**

*Aos meus pais, Marta e Antônio, sem eles essa  
conquista não poderia ser realizada.  
Dedico*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a DEUS, que me deu força e coragem para vencer todos os obstáculos e dificuldades enfrentadas durante o curso, dando-me serenidade e forças para continuar.

Aos meus pais, Marta e Antônio, que com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu chegasse até aqui.

Aos meus irmãos, Julcileia e Anderson, por estarem sempre ao meu lado, pela amizade e atenção dedicadas quando precisei.

Ao meu namorado Lucas, pela compreensão, companheirismo, amor, incentivo e por todos os momentos que passamos juntos.

A toda minha família, pelo amor, incentivo, força e apoio incondicional.

A minha amiga, Sabrina, agradeço por todos os momentos que passamos juntas.

A professora, Fátima Resende Luiz Fia, pela orientação durante a graduação e neste trabalho, por toda a paciência, incentivo e dedicação.

A mestranda, Ana Flávia, por toda colaboração e apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Laboratório de Águas Residuárias pela oportunidade de realização do trabalho e aos amigos que me proporcionou.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) pela oportunidade oferecida.

Ao PIBIC/UFLA pela concessão da bolsa.

A todos meus amigos pelo companheirismo e disponibilidade para me auxiliar em vários momentos.

**MUITO OBRIGADA!**

## RESUMO

A fim de otimizar os sistemas de tratamento de efluente sanitário, têm-se utilizado a digestão anaeróbia, como é o caso dos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), o qual apresenta vantagens como o baixo consumo de energia e baixos custos de implantação e operação. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o desempenho de dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) no tratamento de efluente sanitário, por meio do monitoramento das variáveis pH, alcalinidade, ácidos voláteis, DQO, nitrogênio e fósforo. O experimento foi realizado na Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras (ETE/UFLA) e o sistema de tratamento contou com um reservatório de 300 L e dois reatores UASB. O monitoramento do sistema teve duração de 225 dias, sendo a vazão monitorada frequentemente e as amostragens da entrada e saídas dos reatores, realizadas duas vezes na semana. Diante dos resultados, observa-se que os dois reatores apresentaram baixa eficiência de remoção durante todo o período experimental. As médias de eficiência de remoção de NTK e PT no período de aulas foram de 15,86% e 17,91% e no período de férias foram de 5,91% e 9,61%, respectivamente. Já a média de eficiência de remoção de DQO no período de aulas foi de 40,32% e no período de férias foi de 42,18%. A relação média AI/AP se manteve próxima de 0,3, mas não foi constatado a estabilidade do processo, devido a oscilação e baixas eficiências de remoção de DQO obtidas. Assim nota-se que a variação das características do efluente da UFLA, COV aplicadas e temperatura foram fatores que limitaram o desempenhos dos dois reatores UASB.

**Palavras-chave:** Tratamento anaeróbio, remoção matéria orgânica, alcalinidade.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b>	<b>Vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios.....</b>	<b>13</b>
<b>Tabela 2</b>	<b>Parâmetros operacionais de funcionamento dos reatores UASB.....</b>	<b>26</b>
<b>Tabela 3</b>	<b>Temperatura do afluente, efluente dos reatores UASB 1, UASB 2 e média (E-UASB).....</b>	<b>28</b>
<b>Tabela 4</b>	<b>Valores de pH afluente e efluente dos reatores UASB avaliados...</b>	<b>30</b>
<b>Tabela 5</b>	<b>Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo da relação AI/AP obtidos no período de férias e aulas.....</b>	<b>31</b>
<b>Tabela 6</b>	<b>Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores de AGV e AB obtidos no período de férias e aulas.....</b>	<b>32</b>
<b>Tabela 7</b>	<b>Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores de AB obtidos no período de férias e aulas.....</b>	<b>33</b>
<b>Tabela 8</b>	<b>Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo da concentração de DQO obtidos no período de férias e aulas.....</b>	<b>35</b>
<b>Tabela 9</b>	<b>Valores médios de concentrações, desvio padrão, máximo e mínimo de NTK, obtidos durante o período de férias e aulas.....</b>	<b>37</b>
<b>Tabela 10</b>	<b>Valores médios de concentrações, desvio padrão, máximo e mínimo de P, obtidos durante o período de férias e aulas.....</b>	<b>37</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	<b>Diagrama esquemático do reator UASB.....</b>	<b>22</b>
<b>Figura 2</b>	<b>Vista superior e cortes do reator UASB.....</b>	<b>22</b>
<b>Figura 3</b>	<b>Unidades experimentais que foram utilizadas no experimento: Reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB).....</b>	<b>23</b>
<b>Figura 4</b>	<b>COV dos reatores UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>27</b>
<b>Figura 5</b>	<b>Vazão média dos reatores UASB (corresponde à média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>27</b>
<b>Figura 6</b>	<b>Variação da temperatura afluyente e E-UASB (corresponde à média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>29</b>
<b>Figura 7</b>	<b>Relação AI/AP afluyente e E-UASB (corresponde à média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 8</b>	<b>Valores de AGV afluyente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>33</b>
<b>Figura 9</b>	<b>Alcalinidade bicarbonato afluyente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>34</b>
<b>Figura 10</b>	<b>Eficiência média de remoção de DQO dos dois reatores UASB ao logo do período de monitoramento.....</b>	<b>36</b>
<b>Figura 11</b>	<b>Eficiência média de remoção de N dos dois reatores UASB ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>38</b>
<b>Figura 12</b>	<b>Eficiência média de remoção de P dos dois reatores UASB ao longo do período de monitoramento.....</b>	<b>39</b>

## LISTA DE SIGLAS

AB	Alcalinidade bicarbonato
AVT	Ácidos voláteis totais
AI	Alcalinidade intermediária
CHV	Carga hidráulica volumétrica
COB	Carga orgânica biológica
COV	Carga orgânica volumétrica
CT	Tetracloroeto de carbono
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE-UFLA	Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras
NSI	Nutriente sintético de afluente
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
PT	Fósforo total
Q	Vazão
SST	Sólidos suspensos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFLA	Universidade Federal de Lavras

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>10</b>
<b>1.1</b>	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>11</b>
<b>1.2</b>	<b>Objetivos Específicos.....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>12</b>
<b>2.1</b>	<b>Saneamento e esgotos sanitários .....</b>	<b>12</b>
<b>2.2</b>	<b>Processo de digestão anaeróbia .....</b>	<b>13</b>
<b>2.2.1</b>	<b>Hidrólise.....</b>	<b>14</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Acidogênese.....</b>	<b>14</b>
<b>2.3.3</b>	<b>Acetogênese.....</b>	<b>15</b>
<b>2.4.4</b>	<b>Metanogênese.....</b>	<b>15</b>
<b>2.3</b>	<b>Reatores anaeróbios no tratamento de esgoto sanitário.....</b>	<b>15</b>
<b>2.4</b>	<b>Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....</b>	<b>18</b>
<b>2.4.1</b>	<b>Temperatura.....</b>	<b>18</b>
<b>2.4.2</b>	<b>pH, alcalinidade e acidez.....</b>	<b>19</b>
<b>2.4.3</b>	<b>Nutrientes.....</b>	<b>20</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
<b>3.1</b>	<b>Localização do experimento.....</b>	<b>21</b>
<b>3.2</b>	<b>Configuração do sistema.....</b>	<b>21</b>
<b>3.3</b>	<b>Operação do sistema.....</b>	<b>23</b>
<b>3.4</b>	<b>Amostragem e variáveis analisadas.....</b>	<b>25</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>26</b>
<b>4.1</b>	<b>Temperatura e pH.....</b>	<b>28</b>
<b>4.2</b>	<b>Alcalinidade e acidez.....</b>	<b>31</b>
<b>4.3</b>	<b>Remoção de Matéria Orgânica.....</b>	<b>35</b>
<b>4.4</b>	<b>Remoção de nutrientes.....</b>	<b>37</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>40</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>41</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As questões relacionadas ao saneamento vêm ocupando um lugar de destaque na área ambiental, social, econômica e política. O esgotamento sanitário no Brasil ainda apresenta índices precários, pois muitos estados não contam com os sistemas adequados, ou seja, coleta e tratamento de esgotos. Dessa forma, é essencial a preocupação e a necessidade de tratamento dos esgotos domésticos, uma vez que geração em grandes quantidades se liberados diretamente sem tratamento podem ocasionar inúmeros impactos na saúde humana e cursos d'água.

Devido à carência pela falta de saneamento no país, é necessário atendimento e cuidado por parte dos envolvidos. Nesse contexto, inicia-se a busca por alternativas simples e de menores custos para o problema, o que fomenta inúmeras pesquisas a cerca do tema. Segundo Freitas (2016), é um desafio para a sociedade contemporânea desenvolver sistemas de tratamento de efluentes fáceis de serem manejados, com baixo custo e que, ao mesmo tempo, apresentem elevada eficiência.

Diante de tal situação, entra em discussão o uso de sistemas anaeróbios, o qual apresentam vantagens como porcentagem significativa de remoção de material orgânico, facilidade de manuseio, não demandam o uso de energia ou a complementação com substâncias químicas, além de custo reduzido e pequena produção de lodo, o que justifica seu uso (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Campos et al. (2000), o processo anaeróbio, reduz os custos de implantação e manutenção, gerando o gás metano como subproduto energético. Um dos sistemas de tratamento empregado é o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente, UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

Os reatores UASB têm sido amplamente utilizados no país, e essa tecnologia possui um grande potencial ainda para ser explorado. Vale salientar que os reatores não atendem a todos os requisitos ambientais exigidos e possuem baixa eficiência quanto à remoção de nutrientes e patógenos e são sensíveis às mudanças operacionais tais como: pH, temperatura, alcalinidade, acidez, dentre outros. Em função disso, necessitam de um pós tratamento para complementar, seja para o lançamento em corpos receptores, seja para o reuso.

A implantação de reatores UASB pode ser uma boa alternativa para países em desenvolvimento, principalmente tropicais, como por exemplo, o Brasil, pois temperaturas elevadas tendem a favorecer o processo da digestão da matéria orgânica.

## **1.1 Objetivo Geral**

Avaliar o desempenho de dois reatores UASB, dispostos em paralelo, no tratamento do esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

## **1.2 Objetivos específicos**

Avaliar a estabilidade do reator por meio das variáveis pH, alcalinidade intermediária (AI), parcial (AP), alcalinidade bicarbonato (AB) e a produção de ácidos graxos voláteis (AGV).

Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo) dos reatores.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Saneamento e esgotos sanitários

O saneamento pode ser compreendido como o conjunto de ações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos e manejo das águas pluviais. O acesso aos serviços públicos de saneamento é indispensável para a saúde humana, pois sua falta acarreta diversos impactos negativos sobre a saúde da população e o meio ambiente.

O Brasil se encontra entre os dez países com maior economia do mundo, possuindo destaque global, mas em relação ao saneamento básico ocupa a 112ª posição entre 200 países (COSTA, 2018). Entre os serviços de saneamento básico, a coleta e o tratamento de esgotos são atividades precárias no Brasil, e em alguns estados, inexistente. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2017), no Brasil, apenas 52,4% dos esgotos domésticos coletados são tratados.

Os esgotos podem ser classificados em esgotos industriais e domésticos. Os esgotos industriais originam-se de qualquer utilização da água para fins industriais, e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado. O esgoto doméstico compõe-se essencialmente da água do banho, urina, fezes, restos de comida, sabão, detergente, e provêm principalmente de residências, edifícios comerciais e instituições (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Esgotos domésticos e industriais, se lançados sem o tratamento prévio nos corpos d'água, além do aspecto visual desagradável, pode haver um declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a sobrevivência dos seres vivos de vida aquática; exalação de odores e possibilidade de contaminação de seres humanos e animais pelo consumo ou contato com essa água (NUVOLARI, 2011).

O uso de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) possibilita a minimização dos impactos ambientais gerados pelos esgotos domésticos. Os contaminantes presentes no esgoto são removidos por meio de processos físicos, químicos e biológicos, resultando em um efluente em conformidade com os padrões exigidos pela legislação ambiental vigente (HARAGUCHI et al., 2014). Assim sendo, os reatores UASB, tem sido muito utilizados para propiciar a resolução desses problemas de forma eficiente, precedendo sistemas aeróbios (NUVOLARI, 2011).

## 2.2 Processos de digestão anaeróbia

O tratamento de efluentes líquidos por processos anaeróbios era considerado um problema, devido à baixa eficiência de separação entre biomassa e líquidos e a reduzida taxa de crescimento da biomassa anaeróbia, dificultando o controle do processo. Com o aumento das pesquisas foram desenvolvidos sistemas com a capacidade de reter grandes quantidades de biomassa com baixos tempos de detenção hidráulica (VERSIANE, 2005).

A aplicação de processos de tratamento anaeróbio para efluentes líquidos deve ser analisada para verificar sua viabilidade e aplicabilidade. Na Tabela 1, são ilustradas as principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios:

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa produção de lodo</li> <li>• Boa desidratabilidade do lodo</li> <li>• Produção de metano</li> <li>• Baixo custo de implantação e operação</li> <li>• Baixa demanda de área</li> <li>• Baixo consumo de energia elétrica</li> <li>• Possibilidade de rápido reinício após desequilíbrio</li> <li>• Estabilização do lodo em sistema que adicionam lodos aeróbios</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas</li> <li>• Elevado intervalo de tempo para partida do sistema de inoculação</li> <li>• Complexa bioquímica e microbiologia da digestão anaeróbia</li> <li>• Possibilidade de geração de maus odores</li> <li>• Necessidade de pós-tratamento</li> <li>• Eficiência de remoção dos processos anaeróbios é maior</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

Uma alternativa interessante é o tratamento em reatores UASB, devido a anaerobiose para as reações bioquímicas que ocorrem em seu interior e, conseqüentemente, aos baixos requisitos de energia. Porém, os efluentes dos reatores anaeróbios não podem ser lançados diretamente nos corpos d'água e requerem, portanto um pós-tratamento, a fim de alcançar padrões de lançamento.

A digestão anaeróbia é caracterizada como um processo microbiológico, em que na ausência de oxigênio, vários grupos de microrganismos metabolizam a matéria orgânica em gás carbônico, metano, amônia, gás sulfúrico e novas células.

A anaerobiose depende da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: bactérias fermentativas, bactérias sintróficas e arqueas metanogênicas. Cada grupo apresenta funções específicas e comportamento fisiológico distintos, envolvidos nas fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com van Haandel e Letinga (1994), no processo anaeróbio, os seguintes fatores determinam a sua eficiência quando à população microbiana e o meio se encontram em equilíbrio:

- a natureza do material orgânico a ser digerido;
- a existência de fatores ambientais adequados para a digestão anaeróbia;
- tamanho da população microbiana (eficiência de retenção de lodo no sistema);
- intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e os microrganismos;
- tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento.

### **2.2.1 Hidrólise**

A primeira fase no processo de degradação anaeróbia é a hidrólise, onde a matéria orgânica complexa é transformada em compostos solúveis mais simples uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Assim, as proteínas, os carboidratos e os lipídios são quebrados em aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. É realizada através da ação de exoenzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas.

É um processo lento e muitas vezes pode ser a etapa limitante para todo o processo da digestão anaeróbia. Vários fatores podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado como: temperatura operacional do reator, pH do meio, concentração de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , concentração de produtos da hidrólise como ácidos orgânicos voláteis, tamanho das partículas, composição do substrato e tempo de residência do substrato no reator (LETTINGA et al., 1996).

### **2.2.2 Acidogênese**

Nesta etapa, os produtos solúveis formados na hidrólise são convertidos em compostos orgânicos mais simples pelas bactérias fermentativas acidogênicas. Os principais produtos formados são: ácido propiônico, ácido butírico, ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), ácido sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e hidrogênio ( $\text{H}_2$ ). Esse processo é designado

como fase ácida, pois os ácidos orgânicos voláteis são o principal produto formado (MARTINS, 2012).

### **2.2.3 Acetogênese**

As bactérias sintróficas acetogênicas são responsáveis pelos produtos resultantes da etapa de acidogênese que são transformados em acetato, hidrogênio ( $H_2$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ). Através da ação das bactérias acetogênicas, no mínimo 50% da matéria orgânica carbonácea é transformada em propionato e butirato, no qual posteriormente são transformados em acetato e hidrogênio (MARTINS, 2012). Cerca de 70 % da DQO presente se converte em ácido acético (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de  $H_2$ , fazendo com que o valor do pH do meio decresça (CHERNICHARO, 2007).

### **2.2.4 Metanogênese**

O ácido acético, o gás carbônico ( $CO_2$ ) e o hidrogênio ( $H_2$ ) produzidos na acetogênese, são agora convertidos pelas arqueas metanogênicas em  $CH_4$  e em  $CO_2$ . Por ser um gás pouco solúvel em água, o  $CH_4$  é facilmente removido do sistema (HENN, 2005). As arqueas metanogênicas, são microrganismos mais suscetíveis as alterações ambientais como altas mudanças de temperatura, variações no pH, concentrações altas de ácidos orgânicos e apresentam também baixa taxa de crescimento (VERSIANE, 2005).

## **2.3 Reatores anaeróbios no tratamento de esgoto sanitário**

Em expansão do conhecimento sobre o tratamento com reatores, os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, especificamente os reatores UASB, se aprimoraram e vêm ocupando relevante posição não apenas mundialmente, mas especialmente no Brasil, em razão desse país apresentar condições ambientais e temperatura adequada para o uso desse reator (CHERNICHARO, 2007).

A granulação de arqueas metanogênicas nos reatores anaeróbios de manta de lodo ascendente (UASB) é importante no tratamento de várias águas residuárias industriais contendo substâncias tóxicas devido à sua estrutura compacta, que protege as bactérias de poluentes inibidores e tóxicos. A tecnologia UASB é aplicável ao tratamento de produtos químicos

clorados aromáticos e alifáticos, como tricloroetileno, tetracloreto de carbono (CT) e clorofenol. No entanto, esses grânulos ocasionalmente se desintegram em reatores industriais, o que resulta em perda de atividade quando são desenvolvidos em águas residuárias contendo carboidratos antes de serem usados como inóculos (SPONZA, 2001).

Nos reatores UASB, a biomassa cresce dispersa, e não aderida a um meio suporte especialmente incluído. A concentração de biomassa do reator é bastante elevada, justificando a denominação de manta de lodo. O escoamento é ascendente e o líquido entra no fundo e se encontra com o leito de lodo, o que resulta na degradação da matéria orgânica pela biomassa. Como resultado da atividade anaeróbia, é formado o biogás composto principalmente de metano e gás carbônico, sendo que as bolhas apresentam também uma tendência ascendente. De forma a reter a biomassa no sistema impedindo que ela saia com o efluente, a parte superior dos reatores de manta de lodo apresenta uma estrutura que possibilita as funções de separação e acúmulo de gás e de separação e retorno de sólidos (biomassa). Esta estrutura é denominada separador trifásico, por separar líquidos, sólidos e gases e sua forma é comumente de um tronco de pirâmide ou cone invertido (VON SPERLING, 2014).

A digestão anaeróbia também tem sido muito adotada para tratar efluentes de indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas, independente do desenvolvimento do país. No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos, observa-se um elevado incremento no uso da tecnologia anaeróbia, evidentemente por meio de reatores tipo UASB (CHERNICHARO, 2007).

A utilização de plantas com reator UASB vem sendo considerada como uma prática responsável por elevar os índices de tratamento de esgoto na América Latina, levando em conta que os custos de uma planta de tratamento com reator UASB associado ao tratamento biológico aeróbio normalmente gera economias de investimento de 20 a 50% e operacionais superiores a 50% quando comparados com uma planta de lodo ativado tradicional (CHERNICHARO et al., 2015).

Quanto a eficiência de tratamento, Chernicharo et al. (2015) compilaram os recentes dados de literatura sobre o desempenho de estações de tratamento de esgoto sanitário empregando reatores UASB. Os reatores UASB podem apresentar eficiências de remoção de demanda química de oxigênio de até 80%, mesmo para esgotos mais diluídos com menor concentração de DQO, como é o caso dos esgotos domésticos. Porém, apesar do bom desempenho em grande parte das estações, os reatores UASB ainda apresentam algumas limitações, não completamente solucionadas até o momento.

Uma limitação importante da aplicação direta de processos anaeróbicos no tratamento de esgoto é sua baixa qualidade do efluente, se comparada aos processos aeróbicos. No entanto,

a conservação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) acaba sendo uma vantagem dos processos anaeróbicos quando o principal objetivo é o uso agrícola. Entretanto, nesses casos, o tratamento de esgoto baseado apenas no UASB (ou outros reatores anaeróbicos) não é capaz de atender às diretrizes da Organização Mundial da Saúde para reutilização em sistemas agrícolas, principalmente devido à presença de patógenos no efluente. Para acoplar essa limitação, os biorreatores anaeróbios de membrana e, possivelmente, os sistemas de pós-tratamento baseados em filtros de esponja ou em poços de polimento de canal podem desempenhar um papel importante no futuro (CHERNICARO et al., 2015).

Camargo (2016), avaliou o comportamento de um reator UASB sem o separador trifásico tratando esgoto sanitário. O reator com volume de 24,5 m<sup>3</sup> trabalhou com aumento gradual da vazão e com tempos de detenção hidráulica de 16, 12, 10 e 8 horas, respectivamente. As eficiências médias de remoção de matéria orgânica foram de 65,9%, 60,3%, 48,7% e 15%.

Martins (2016), avaliou o desempenho de 4 reatores UASB com volume de 2.554,5 m<sup>3</sup> no tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina-PE e os resultados apresentaram eficiência média de 73,5% de remoção de matéria orgânica.

Martins (2012), avaliando o comportamento de um reator UASB de 160L, operado com vazão constante, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 horas encontrou uma eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos da DQO que variou de 51% a 73%.

Gaspar, Michelam e Farah (2017) mostraram como se encontra a situação do sistema de esgotamento sanitário em Bebedouro/SP. Foram avaliadas quatro estações de tratamento do esgoto do município, sendo que três delas fazem uso do reator UASB associado a calha Parshall, decantador e tanque de desinfecção. A eficiência dessas estações para remoção de DBO foi de 95, 98,2 e 98,5%.

Batthi et al. (2014) ao buscarem reduzir o tempo de inicialização do reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), considerando o tempo de detenção hidráulica, compararam a DQO dos afluentes à DQO efluente. A DQO dos afluentes diminuiu de 250 para 50 mg L<sup>-1</sup> durante os primeiros 5 dias e após seis dias, permaneceu quase o mesmo valor. A eficiência máxima de remoção de DQO de 99,9% com o nutriente sintético de afluente (NSI) foi encontrada no dia 33.

## 2.4 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

### 2.4.1 Temperatura

A digestão anaeróbia depende da temperatura, pois os microrganismos não possuem meios de controlar a sua temperatura interna e por isso a temperatura interna é determinada pela temperatura externa. O tratamento anaeróbio do resíduo é empregado conforme a finalidade e o tipo de resíduo.

Geralmente o processo de digestão anaeróbia vem sendo percebido entre as temperaturas 0°C e 97°C, compreendendo três classes que se referem ao desenvolvimento microbiano: a classe psicrófila compreendida entre 4°C e cerca de 15°C, a classe mesófila, entre 20 e 40°C e a classe termófila com temperaturas superiores a 45°C. Porém, os índices de temperatura na classe mesófila (30°C a 35°C) e termófila (50°C a 55°C) são considerados ótimos para o processo (LEITE, 2015).

A maior parte dos microrganismos são mesofílicos e se desenvolvem melhor em temperaturas entre 20°C a 40°C, caracterizando a ocorrência dos processos tradicionais de digestão anaeróbia nessa faixa de temperatura. Conforme Gavala et al. (2003) acontece especialmente devido ao reduzido consumo de energia o que confere estabilidade maior ao processo.

Os digestores mesofílicos apresentam melhor estabilidade e demandam menos custo energético para se aquecer (MARTINS, 2018), entretanto a digestão em altas temperaturas faz com que as reações bioquímicas sejam aceleradas e proporcionam melhor eficácia para degradar matéria orgânica (MARTINS, 2018).

Santos e Haandel (2019) investigaram a relação entre a eficiência da digestão anaeróbia e as duas variáveis operacionais: temperatura e idade de lodo no tratamento anaeróbio do esgoto. Os autores analisaram quatro temperaturas distintas, 25, 20, 15 e 12°C em quatro reatores UASB com capacidade de 25 litros. Conforme os autores a eficiência máxima de digestão depende da temperatura: a 25°C, a eficiência máxima de digestão foi de cerca de 70%, enquanto que a 12°C foi ligeiramente superior a 50%, assim, comprovaram que para temperaturas entre 12 e 35° os sistemas anaeróbios alcançam sua eficiência máxima quando a idade do lodo é inferior a 100 dias, não sendo vantajoso aplicar idade de lodo superior a esse valor.

A temperatura utilizada no estudo de Batthi et al. (2014) variou entre 25 e 34°C, durante todo o processo de tratamento que foi realizado em laboratório durante dois meses. A remoção

total de DQO a 58% foi alcançada a uma temperatura de 15 °C. Um aumento de um grau na temperatura de 30,7 a 31,4 °C foi observado após 30 min depois de iniciado o processo. Isso pode ser devido à oxidação exotérmica dos poluentes restantes. Após a oxidação completa dos poluentes, quando a DQO atingiu zero, a temperatura atingiu 30,8 ° C.

Salazar-Larrota et al. (2019) compararam tempo de detenção hidráulica de 7 a 8 horas, intervalo comum para os sistemas UASB em uma temperatura de 26°C. A faixa de temperatura mesofílica da área em que a planta estava localizada e de todas as etapas do sistema de tratamento foi entre 22 e 31° que juntamente com o pH (extremos entre 6,0 e 8,0) permitiram condições de estabilidade para arqueas metanogênicas e um ambiente redutor favorável para processos anaeróbicos.

#### **2.4.2 pH, alcalinidade e acidez**

O conjunto dos fatores pH, alcalinidade e ácidos voláteis constituem-se nas variáveis que definem as condições de estabilidade da digestão anaeróbia.

O pH é muito importante no crescimento dos microrganismos. Uma alta taxa de metanogênese ocorre somente quando o pH se mantém em uma faixa próxima do valor neutro. Por isso, o controle do pH nos reatores anaeróbios é de extrema importância. Um pH menor que 6,3 ou maior que 7,8, provoca uma diminuição da taxa de metanogênese (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A alcalinidade é a medida da capacidade de uma determinada água neutralizar ácidos. Portanto é responsável pela manutenção dos valores de pH próximos a 7 nas águas naturais (NUVOLARI, 2011).

No processo de digestão anaeróbia a relação entre alcalinidade e ácidos voláteis está estabelecida na capacidade da alcalinidade do sistema neutralizar os ácidos orgânicos e em tamponar o pH, pois pode ocorrer uma diminuição deste caso houver acúmulo de ácidos voláteis. O sistema carbônico exerce grande importância na estabilidade do pH, sendo que valores entre 6,5 e 7,5 a alcalinidade presente se deve aos bicarbonatos (VAN HAANDEL; LEETINGA, 1994).

Pérez e Aldana (2013) observaram que o pH do afluente ( $7,19 \pm 0,19$  e  $7,26 \pm 0,18$ ) foi ligeiramente maior que o do efluente ( $6,92 \pm 0,13$  e  $6,90 \pm 0,18$ ), permanecendo, em ambos os casos próximo a neutralidade, recomendada para um bom desenvolvimento da digestão

anaeróbica. E que a alcalinidade do sistema de  $236 \pm 33,64 \text{ mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$  foi suficiente para manter a estabilidade do pH.

Para Salazar-Larrota et al. (2019), os valores de pH entre 6,0 e 8,0, aliados a entre 22 e 31°C permitiram condições de estabilidade para as arqueas metanogênicas e um ambiente redutor favorável para processos anaeróbios. Também segundo os autores, a relação entre AGV/Alcalinidade, que variou entre 0,02 e 0,40 permitiu estabelecer estabilidade no processo anaeróbio, indicando um equilíbrio entre acidogênese e metanogênese no interior do reator.

### 2.4.3 Nutrientes

De acordo com Freitas (2016), o nitrogênio e o fósforo são considerados variáveis de difícil remoção no esgoto. São dois nutrientes fundamentais para a vida biológica, mas se lançados nos corpos hídricos em excesso, podem causar eutrofização produzindo uma elevada quantidade de biomassa fotossintetizante. Dependendo a forma que forem encontrados podem ter efeito carcinogênico e mutagênico.

Nos esgotos sanitários, o fósforo provém de detergentes e da mineralização do fosfato orgânico e pode se apresentar na forma orgânica e inorgânica. Já o nitrogênio pode ser proveniente da ureia presente na urina e do nitrogênio orgânico nas fezes, podendo ser encontrado, além das orgânicas, nas formas de amônia ( $\text{N-NH}_3$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) (METCALF; EDDY, 2005).

De acordo com Von Sperling (2014), no tratamento de esgotos, o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgoto.

Nesse sentido, a remoção desses nutrientes é muito importante para evitar prejuízos à saúde humana e ao meio ambiente.

Pereira (2010), na avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB operando com TDH de 9,7 horas, aplicando uma COV de  $1,77 \text{ kgm}^3\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ , encontrou uma concentração afluyente de PT e NTK de  $1,07 \text{ mgL}^{-1}$  e  $69 \text{ mgL}^{-1}$  respectivamente e uma concentração após o tratamento de  $1,11 \text{ mgL}^{-1}$  e  $63 \text{ mgL}^{-1}$  respectivamente.

## **3 MATERIAL E METÓDOS**

### **3.1 Localização do experimento**

O experimento, em escala experimental, foi instalado e conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), em Lavras, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 21° 14' latitude sul e 45° 00' longitude oeste, e altitude média de 920 m.

### **3.2 Configuração do sistema**

Para a realização do experimento foi utilizado o efluente gerado pela UFLA, oriundo de sanitários, lanchonetes, restaurantes, laboratórios de química, hospital veterinário entre outros, após passagem pelo tratamento preliminar (grades grossa e fina, medidor Parshall e caixa de gordura) da ETE/UFLA.

Os dois reatores UASB foram construídos em fibra de vidro, em formato cilíndrico, com as dimensões de 0,50 m diâmetro, 0,60 m de altura útil e volume útil de 96 L (Figuras 1, 2 e 3). Na parte interna, os reatores possuem um decantador com formato semelhante a um cone invertido, com fixação na parte interna da parede em pontos alternados, que devem auxiliar na deflexão os sólidos aderidos ao biogás produzido pelas reações bioquímicas. Na parte superior existe uma câmara onde o gás é deslocado, alimentação ocorre pela parte superior, por um tubo que atravessa todo compartimento interno até a parte inferior, na base, de forma a proporcionar o escoamento ascendente. Na parte inferior dos reatores, existe um fundo falso com 40 orifícios de 0,02 m de diâmetro localizado a 0,10 m acima do fundo, para regular possíveis fluxos preferenciais.

O esgoto sanitário gerado na UFLA, após passar pelo sistema preliminar da ETE foi bombeado para um reservatório de 300 L, para garantir a alimentação das unidades avaliadas. Deste, o efluente foi bombeado por meio de bombas dosadoras com válvula para dois reatores UASB sendo operados em paralelo.

Figura 1 - Diagrama esquemático do reator UASB.

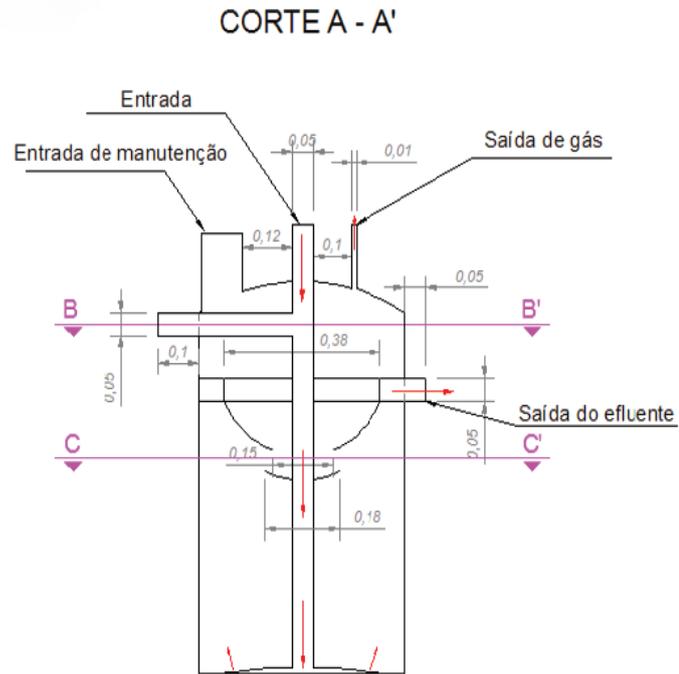


Figura 2 - Vista superior e cortes do reator UASB.

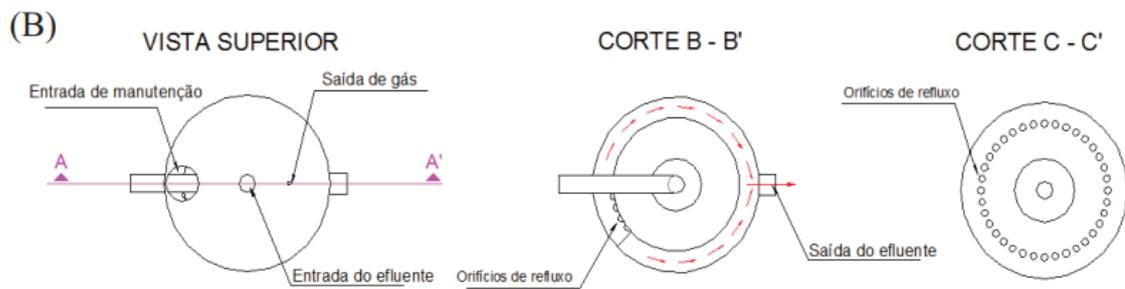


Figura 3 - Unidades experimentais que foram utilizadas no experimento: Reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB).



Fonte: Autor.

### 3.3 Operação do sistema

Para o *start-up* dos reatores foi utilizado um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 9 horas, segundo Chernicharo (2007) (tem-se adotado valores da ordem de 8 a 10 horas). A partir disso foi possível calcular a vazão média diária dos reatores pela equação 1:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 1}$$

Na qual:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h)

V = volume do reator (L)

Q = vazão de líquido (L/h)

Para inocular os reatores anaeróbios, utilizou-se lodo oriundo de um reator UASB utilizado no tratamento de efluentes da UFLA, o qual apresentou concentração sólidos totais voláteis (STV)  $64,065 \text{ kgm}^{-3}$ , determinado pelo método gravimétrico (APHA, 2005). Com base nessa caracterização e na carga orgânica biológica (COB) recomendada por Chernicharo (2007), que na partida deve variar de 0,05 a 0,15  $\text{kgDQOkg}^{-1}\text{STVd}^{-1}$  (valor adotado igual a 0,15  $\text{kgDQOkg}^{-1}\text{STVd}^{-1}$ ), determinou-se, utilizando as equações 2 e 3, a massa e respectivo volume

de lodo a ser inserido nos reatores. Assim, a massa de microrganismos obtida foi de 0,848 kgSTV o que correspondeu a um volume de lodo de 0,013 m<sup>3</sup>.

$$COB = \frac{Q \times S_0}{M} \quad \text{Equação 2}$$

Na qual:

COB: carga biológica ou carga de lodo (kgDQOkgSTV.d<sup>-1</sup>)

Q: vazão (m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)

S<sub>0</sub>: concentração de substrato afluente (kgDQOm<sup>-3</sup>)

M: massa de microrganismos presentes no reator (kgSTV)

$$STV = \frac{M}{V} \quad \text{Equação 3}$$

Na qual:

STV = concentração de sólidos totais voláteis (kgm<sup>-3</sup>)

M = massa de microrganismos (kgSTV)

V = volume de lodo (m<sup>3</sup>)

Segundo Chernicharo (2007), a carga orgânica volumétrica é definida como a quantidade de matéria orgânica a ser aplicada no reator diariamente por unidade de volume e a carga hidráulica volumétrica é a quantidade (volume) de esgotos aplicados diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. Determinou-se a COV e a CHV utilizando as equações 4 e 5.

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad \text{Equação 4}$$

Na qual:

COV: carga orgânica volumétrica (kgDQOm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>)

Q: vazão (m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)

S: concentração do substrato afluente (kgDQOm<sup>-3</sup>)

V: volume total do reator (m<sup>3</sup>)

A carga orgânica volumétrica (COV) inicial foi de  $1,43 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$  de DQO, carga inferior à citada na literatura, que situa-se na faixa de 2,5 a  $3,5 \text{ kgDQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  para efluentes domésticos, garantindo um período de adaptação dos microrganismos aos reatores e ao efluente em tratamento.

### **3.4 Amostragem e variáveis analisadas**

A partida do reator UASB foi no dia 1º de agosto de 2018 e o monitoramento das unidades se estendeu até março de 2019, totalizando 225 dias de monitoramento. A vazão afluente foi monitorada diariamente por medição direta. As amostragens da entrada e saída dos reatores ocorreram duas vezes na semana, entre 7h00min e 7h30min, sendo, imediatamente, encaminhadas, em caixa de isopor, para análise no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA. Foram determinadas, duas vezes na semana, os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por potenciometria; a demanda química de oxigênio (DQO) pelo método de refluxo fechado e titulometria, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo método micro Kjeldahl e fósforo total (PT) por colorimetria pelo método do ácido ascórbico (APHA, 2005); alcalinidade parcial, alcalinidade intermediária, alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido a variação das características do efluente sanitário gerado na UFLA optou-se pela avaliação dos dados em dois períodos, com aula (de agosto a dezembro de 2018) e sem aula/férias (de janeiro a março de 2019).

Na Tabela 2 são apresentados média, desvio padrão, máximo e mínimo dos parâmetros operacionais dos reatores UASB avaliados tais como, Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), Carga Orgânica Volumétrica (COV), Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), e Vazão (Q). Já as Figuras 4 e 5 apresentam as médias de COV e Q ao longo do período de monitoramento.

Tabela 2 – Parâmetros operacionais de funcionamento dos reatores UASB.

Período		CHV ( $\text{m}^3\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ )		COV ( $\text{kgDQOm}^{-3}\text{d}^{-1}$ )		TDH (h)		Q ( $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ )	
		UASB1	UASB 2	UASB 1	UASB 2	UASB 1	UASB 2	UASB 1	UASB 2
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	0,15	0,15	1,77	1,70	6,82	6,66	0,35	0,35
	DESV. PAD	0,03	0,02	0,61	0,55	1,46	0,97	0,06	0,05
	MÁX	0,22	0,20	3,17	3,04	14,68	9,94	0,51	0,46
	MÍN	0,07	0,10	0,67	0,68	4,53	5,04	0,16	0,23
Férias Jan-Mar	MÉDIA	0,17	0,16	0,44	0,44	6,03	6,19	0,38	0,38
	DESV. PAD	0,01	0,02	0,08	0,08	0,51	0,61	0,03	0,04
	MÁX	0,20	0,19	0,54	0,55	6,97	7,71	0,46	0,44
	MÍN	0,14	0,13	0,34	0,34	5,00	5,19	0,33	0,30
Médias	Aulas	0,15		1,73		6,74		0,35	
	Férias	0,17		0,44		6,11		0,38	

Fonte: Autora.

Figura 4 - COV dos reatores UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.

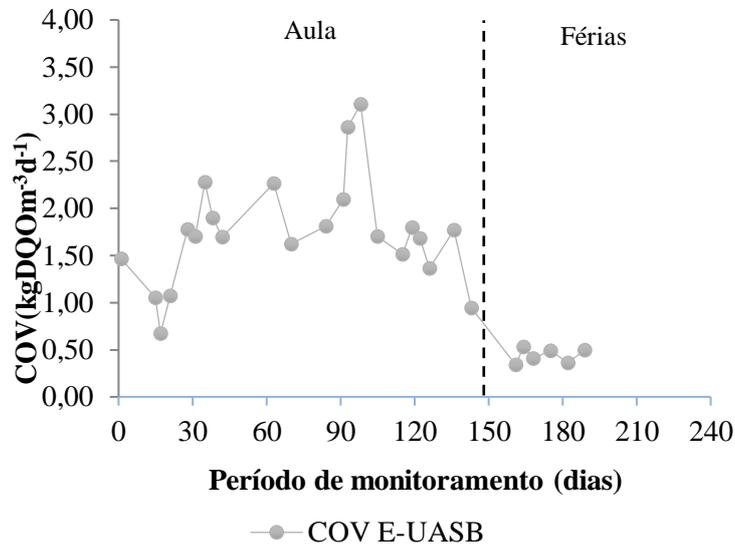
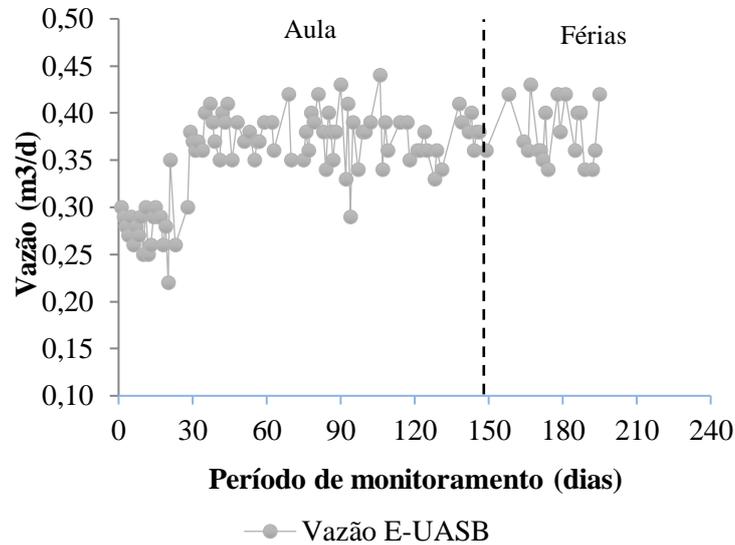


Figura 5 - Vazão média dos reatores UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Observa-se na Tabela 2, que a vazão e a CHV não apresentaram grandes variações no período de férias e aulas, já a COV (Figura 4) no período de aulas foi maior que o período de férias, que deve-se ao maior número de estudantes contribuindo com a geração de esgoto. Já no período de férias houve uma redução drástica no número de estudantes na universidade o que justifica o menor valor. O TDH mensurado durante o período de monitoramento foi menor que

o valor utilizado para a partida e indicado por Chernicharo (2007), 8 a 10 horas, devido a oscilação da vazão (Figura 5) de entrada nos reatores, devido a entupimentos na bomba.

#### 4.1 Temperatura e pH

Os valores de temperatura do afluente, efluente dos reatores UASB 1, UASB 2 e média do efluente dos dois reatores (E-UASB) ao longo do período de monitoramento estão apresentados na Tabela 3.

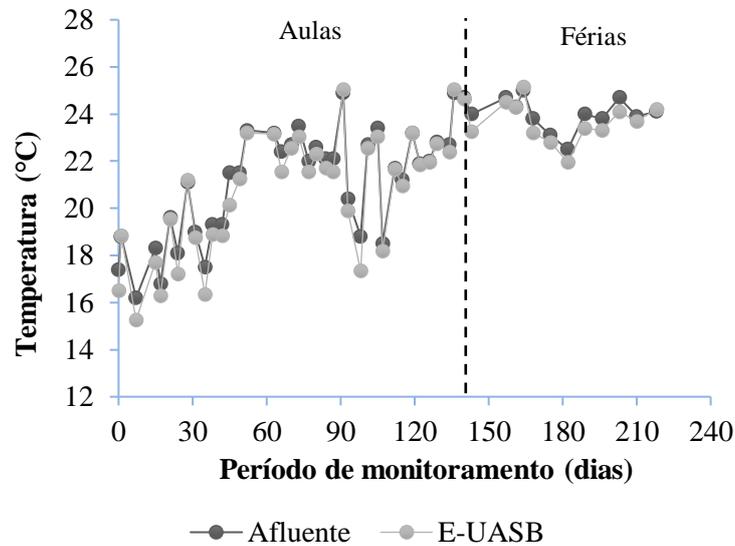
Tabela 3 – Temperatura do afluente, efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 e média (E-UASB).

PERÍODO		Temperatura (°C)			
		AFLUENTE	E-UASB 1	E-UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	21,11	20,69	20,78	20,74
	DESV.PAD	2,34	2,58	2,60	2,59
	MÁX	24,90	25,00	25,10	25,05
	MÍN	16,20	15,10	15,40	15,25
Férias Jan-Mar	MÉDIA	23,99	23,63	23,68	23,65
	DESV.PAD	0,69	0,81	0,93	0,86
	MÁX	25,00	25,00	25,30	25,15
	MÍN	22,50	22,10	21,80	0,86

Fonte: Autora.

A Figura 6 apresenta a variação da temperatura do afluente e a variação média do efluente dos reatores 1 e 2 (E-UASB).

Figura 6 - Variação da temperatura afluyente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Considerando que os microrganismos mesofílicos apresentam melhor desenvolvimento em temperaturas que variam entre 20°C e 40°C (GAVALA et al., 2003), acredita-se que as temperaturas observadas no período de aulas tenham contribuído para o desenvolvimento desses, com exceção do mês de agosto, no qual foi registrado os menores valores de temperatura, estando dentro da faixa psicrófila (0°C a 20°C). A variação da temperatura pode ter relação com as baixas eficiências de remoção de DQO.

Cardoso et. al (2017), avaliando um reator UASB em escala real com volume de 88,31 m<sup>3</sup> tratando esgoto sanitário sob condições mesófilas de temperatura, testou o intervalo de TDH de 14 a 30 horas e pH tendendo a neutralidade. O alinhamento ótimo ocorreu no TDH de 18 horas e uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 87%. Já Cardoso et al. (2016), em estudo semelhante ao de Cardoso et al. (2017), trabalhando com temperatura operacional de 29,2 °C, verificou eficiência média de remoção de DQO de 69,96.

Santos (2010) verificou a influência da temperatura na eficiência de tratamento em três reatores UASB com volume de 19,2 L, TDH de 8 horas e temperaturas de 15, 20, 25, 30 e 35°C. Durante os experimentos ele observou um pequeno decréscimo de remoção de DQO com a redução da temperatura (95,7, 91,0, 94,2, 90,6 e 87,2% de remoção para 35, 30, 25, 20 e 15°C, respectivamente).

A Tabela 4 apresenta os valores do pH afluyente, efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 e média do efluente dos dois reatores (E-UASB) durante o período de monitoramento.

Tabela 4 – Valores de pH afluente e efluente dos reatores UASB avaliados.

PERÍODO		pH			
		AFLUENTE	E- UASB 1	E- UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	7,28	7,21	7,29	7,25
	DESV.PAD	0,20	0,15	0,14	0,15
	MÁX	8,04	7,65	7,62	7,64
	MÍN	6,93	6,93	7,01	6,97
Férias Jan-Mar	MÉDIA	7,10	7,19	7,26	7,22
	DESV.PAD	0,16	0,11	0,12	0,12
	MÁX	7,29	7,31	7,39	7,35
	MÍN	6,81	7,02	7,05	7,04

Fonte: Autora.

As médias dos valores de pH foram de 7,28, 7,21 e 7,29 para afluente e efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 no período de aula e de 7,10; 7,19 e 7,26 no período de férias, respectivamente. Houve uma oscilação dos valores de pH durante o período de monitoramento, porém se mantendo na faixa adequada ao desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica que geralmente varia de 6 a 8 (CHERNICHARO, 2015). Isso contribui positivamente para a digestão anaeróbia, indicando uma boa condição de tamponamento e estabilidade, que pode ser entendida como a capacidade do meio em neutralizar ácidos, ou seja, resistir às variações de pH (CAMPOS, 2006).

Rissoli (2004) ao estudar um reator UASB tratando esgoto doméstico encontrou valores de pH entre 6,51 e 7,03. Já Zuntini (2015) ao verificar a eficiência na partida de um reator UASB para o tratamento de esgoto sanitário em uma universidade, verificou que o pH foi reduzido de 8,33 para 7,74 após o tratamento.

Martins (2016), avaliando o desempenho de reatores UASB no tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina encontrou valores de temperatura tanto para afluente quanto para efluente variando entre 25 e 27°C, e valores de pH médio no esgoto bruto de 7,4 e 7,3 e após o tratamento valores entre 7,1 e 7,4.

Abreu e Zaiat (2008) e Bertolino et al. (2008), na caracterização dos esgotos sanitários da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Ouro Preto, encontraram valores de pH de 7,6 e 8,23, respectivamente.

## 4.2 Alcalinidade e acidez

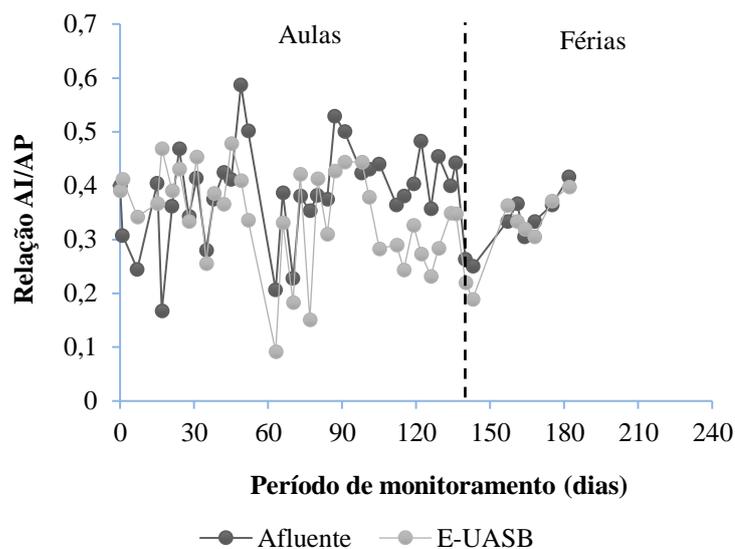
Os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo da relação Alcalinidade Intermediária/Alcalinidade Parcial (AI/AP) do afluente, efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 e média do efluente dos reatores (E-UASB) estão apresentados na Tabela 5, enquanto na Figura 7 está apresentada essa relação ao longo do período de monitoramento.

Tabela 5 - Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo da relação AI/AP obtidos no período de férias e aulas

Período		Relação AI/AP			
		AFLUENTE	E- UASB 1	E- UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	0,39	0,34	0,34	0,34
	DESV.PA D	0,09	0,09	0,10	0,10
	MÁX	0,59	0,58	0,53	0,56
	MÍN	0,17	0,10	0,08	0,09
Férias Jan- Mar	MÉDIA	0,34	0,35	0,31	0,33
	DESV.PA D	0,05	0,05	0,12	0,08
	MÁX	0,42	0,41	0,46	0,44
	MÍN	0,25	0,27	0,11	0,19

Fonte: Autora

Figura 7 - Relação AI/AP afluente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Os valores se encontraram próximos de 0,3. Pode-se verificar pela da Figura 4 que houve variação na relação AI/AP ao longo do tempo de monitoramento. E mesmo que essa relação média tenha ficado próximo de 0,3, que segundo Ripley, Boyle e Converse (1986), valores superiores a esse, podem indicar a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia, não foi constatado a estabilidade do processo, devido a oscilação e baixas eficiências de remoção de DQO obtidas (Figura 10).

Pereira, Campos e Moterani (2009), avaliando o efeito do pH, acidez e alcalinidade de um reator UASB com volume de 3,82 m<sup>3</sup> tratando efluentes da suinocultura, COV aplicada de 59 kgDQOm<sup>-3</sup>d, observaram que os valores da relação AI/AP no afluente foram menores que no efluente, devido ao aumento da concentração da alcalinidade dos ácidos voláteis que passaram no reator, o que não foi observado nesse trabalho. Esses valores ultrapassaram 0,3, porém ao longo do tempo diminuíram até atingirem valores estáveis ao fim da pesquisa.

A Tabela 6 apresenta os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo os valores de Alcalinidade a Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e Alcalinidade Bicarbonato (AB).

Tabela 6 - Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores de AGV obtidos no período de férias e aulas

PERÍODO		AGV (mgHAc.L <sup>-1</sup> )			
		AFLU	E-UASB 1	E-UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	89,53	68,03	70,36	69,20
	DESV. PAD	40,59	28,54	30,39	29,47
	MÁX	163,75	135,63	143,28	139,46
	MÍN	32,17	29,24	10,06	23,65
Férias Jan-Mar	MÉDIA	31,83	33,98	34,84	34,41
	DESV. PAD	12,40	12,97	14,74	13,86
	MÁX	54,19	51,18	60,22	55,70
	MÍN	18,06	15,05	18,06	16,56

Fonte: Autora.

Tabela 7 - Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo dos valores de AB obtidos no período de férias e aulas.

PERÍODO		AB (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )			
		AFLU	E-UASB 1	E-UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	308,46	322,79	319,35	321,07
	DESV. PAD	83,32	67,57	67,05	67,31
	MÁX	414,14	443,74	427,32	435,53
	MÍN	147,07	170,38	207,75	189,07
Férias Jan-Mar	MÉDIA	181,70	191,11	190,50	190,80
	DESV. PAD	51,95	46,59	47,35	46,97
	MÁX	265,60	266,62	253,79	260,20
	MÍN	117,84	127,40	118,34	122,87

Fonte: Autora.

Nas Figuras 8 e 9 estes estão apresentados o longo do período de monitoramento dos valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo os valores de Alcalinidade a Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e Alcalinidade Bicarbonato (AB).

Figura 8 - Valores de AGV afluente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.

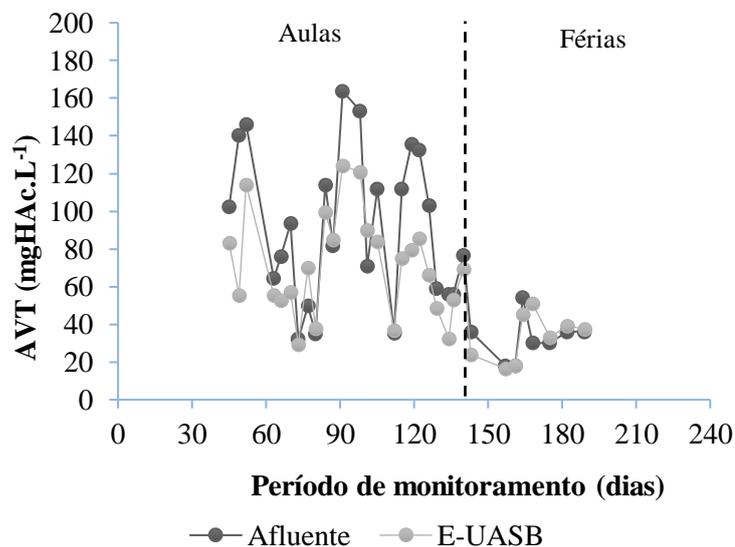
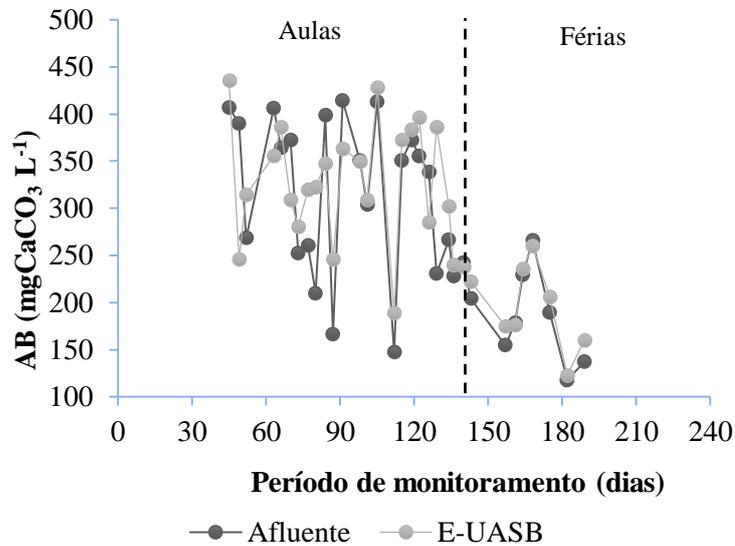


Figura 9 – Alcalinidade bicarbonato afluyente e E-UASB (corresponde a média dos dois UASB) ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Através da Tabela 6 e a Figura 8 observa-se que os valores de AVT na saída dos reatores foram menores que na entrada dos reatores no início, e tendeu para um mesmo valor, estando dentro do comportamento desejado na digestão anaeróbia. Não há resultado para o período de férias de agosto, pois a análise de acidez começou no mês de setembro.

Durante o processo de digestão anaeróbia, a interação da alcalinidade e ácidos voláteis fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH, na eventualidade de acumulação de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 2007). Tal fato pode ser percebido pela análise das Figuras 8 e 9, que houve redução da acidez na saída dos reatores e aumento da alcalinidade, mostrando não ter ocorrido o acúmulo de ácidos no meio.

Martins (2012) na avaliação do comportamento de um reator UASB de 160 L, vazão de 16 Lh<sup>-1</sup> e TDH de 10 horas tratando esgoto sanitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, encontrou valores de pH e alcalinidade a bicarbonato para o afluyente de 6,8 e 128 mgCaCO<sub>3</sub>L<sup>-1</sup> e de 7,2 e 199 mgCaCO<sub>3</sub>L<sup>-1</sup> para o efluente, respectivamente, com uma eficiência média de remoção de DQO variando de 51% a 73 %. A concentração de ácidos voláteis no efluente foi inferior a 76 mgHacL<sup>-1</sup>.

Martins (2016) avaliando o desempenho de reatores anaeróbios com TDH de 12,4 horas, vazão de 4924,8 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> e volume de 2554,5 m<sup>3</sup> tratando esgoto sanitário, observou temperaturas entre 25 e 27 °C, pH médio do esgoto bruto de 7,4 e 7,3 que decresceu levemente durante o tratamento. O autor inferiu que pelos resultados encontrados não houve uma boa interação entre

a alcalinidade e os ácidos formados, porém apresentou boa eficiência na remoção de matéria orgânica, com média de 73,5%. Adverso ao encontrado nesse trabalho, que apresentou uma boa interação entre a alcalinidade e ácidos, mas não apresentou boa eficiência na remoção de matéria orgânica.

### 4.3 Remoção de Matéria Orgânica

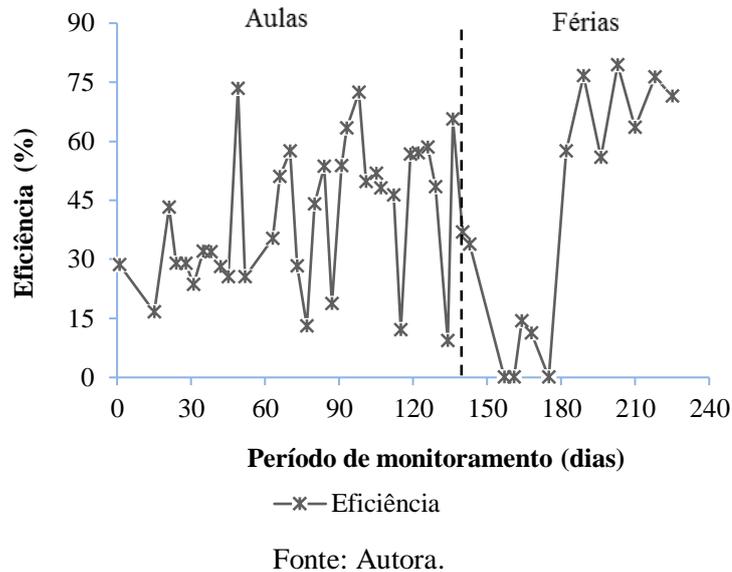
A concentração média, desvio padrão, máximo e mínimo da Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o afluente e efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 durante todo o experimento pode ser visualizado na Tabela 8, enquanto a Figura 10 apresenta a eficiência de remoção de matéria orgânica ao longo do período de monitoramento.

Tabela 8 - Valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo da concentração de DQO obtidos no período de férias e aulas.

PERÍODO		DQO (mgL <sup>-1</sup> )			
		AFLUENTE	E- UASB 1	E- UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	438,38	242,99	252,71	247,80
	DESV.PAD	170,98	106,91	110,50	108,7
	MÁX	952,01	582,18	548,23	565,20
	MÍN	106,37	86,43	69,33	77,9
Férias Jan-Mar	MÉDIA	162,14	72,96	106,30	89,6
	DESV.PAD	64,07	36,97	73,86	55,4
	MÁX	290,59	163,07	261,33	212,2
	MÍN	86,05	26,89	34,48	30,7

Fonte: Autora.

Figura 10 - Eficiência média de remoção de DQO dos dois reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



Através da Tabela 8 é possível verificar que houve remoção de matéria orgânica devido às diferenças entre os valores da entrada e saídas dos reatores, as maiores concentrações de DQO foram no período de aulas devido a maior quantidade de estudante na universidade. Durante o período de aula, quando a COV aplicada média foi  $1,73 \text{ kgDQOm}^3\text{d}^{-1}$ , a média de eficiência de remoção de matéria orgânica na forma de DQO foi igual a 40,32%. Já no período de férias, quando a COV aplicada média foi de  $0,44 \text{ kgDQOm}^{-3}\text{d}^{-1}$ , houve um aumento na média de eficiência do tratamento, que foi de 42,18%. A temperatura pode ter influenciado no aumento da eficiência no período de férias, devido aos maiores valores observados na Tabela 3 e na Figura 6. A baixa eficiência de remoção de matéria orgânica pode ser explicada pelo fato do efluente da UFLA apresentar características que diferem de um efluente sanitário convencional, por receber contribuições de esgoto de laboratórios químicos, hospital veterinário universitário, dentre outras unidades. Uma hipótese é que efluente poderia estar constituído de compostos que requerem enzimas adicionais, ou que em certas concentrações podem ser tóxicas à biomassa, estimulando decaimento.

Versiane (2005) estudou diferentes fases operacionais de um reator UASB tratando esgoto sanitário da UFRJ e o TDH de 5 horas apresentou maior eficiência de DQO (81%) em relação ao TDHs de 9 horas e 7 horas, concluindo que o decréscimo do TDH indicou um incremento da eficiência de remoção. O presente trabalho apresentou uma pequena redução do TDH no período de férias, o que pode ter contribuído para o aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica.

Araújo e Freitas (2014), avaliando um reator UASB de 18 L e TDH de 7,9 horas no tratamento de esgoto sanitário, encontrou valores próximos de eficiência de remoção de matéria orgânica de 37%. Já Zuntini (2015) avaliando um reator com volume útil de 18 L e TDH de 8 horas obteve valores para a concentração de matéria orgânica a partir da DQO bruta de 877,16 mgL<sup>-1</sup> para o afluente e 432,16 mgL<sup>-1</sup> para o efluente, apresentando eficiência de 50,73%.

#### 4.4 Remoção de nutrientes

Nas Tabelas 9 e 10 encontram-se as concentrações médias, desvio padrão, máximo e mínimo dos nutrientes nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) do afluente, efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 e média do efluente dos dois reatores (E-UASB).

Tabela 9 - Valores médios de concentrações, desvio padrão, máximo e mínimo de NTK, obtidos durante o período de férias e aulas.

PERÍODO		NTK (mgL <sup>-1</sup> )			
		AFLU	E-UASB 1	E-UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	57,70	47,42	47,33	47,37
	DESV. PAD	19,57	13,17	13,51	13,34
	MÁX	91,00	73,50	74,43	73,97
	MÍN	23,80	19,60	23,33	21,47
Férias Jan-Mar	MÉDIA	21,27	20,48	22,57	21,52
	DESV. PAD	6,06	6,31	9,23	7,77
	MÁX	30,35	30,98	44,89	37,94
	MÍN	9,48	11,38	11,38	11,38

Fonte: Autora.

Tabela 10 - Valores médios de concentrações, desvio padrão, máximo e mínimo de PT, obtidos durante o período de férias e aulas.

PERÍODO		PT (mgL <sup>-1</sup> )			
		AFLU	E-UASB 1	E-UASB 2	E-UASB
Aulas Ago-Dez	MÉDIA	8,43	6,98	6,63	6,80
	DESV. PAD	2,42	1,56	1,71	1,64
	MÁX	13,33	11,60	10,27	10,93
	MÍN	3,39	4,54	2,47	3,51
Férias Jan-Mar	MÉDIA	3,75	3,47	3,93	3,70
	DESV. PAD	1,16	1,09	1,63	1,36
	MÁX	5,30	4,95	7,38	6,16
	MÍN	2,14	1,84	1,82	1,83

Fonte: Autora.

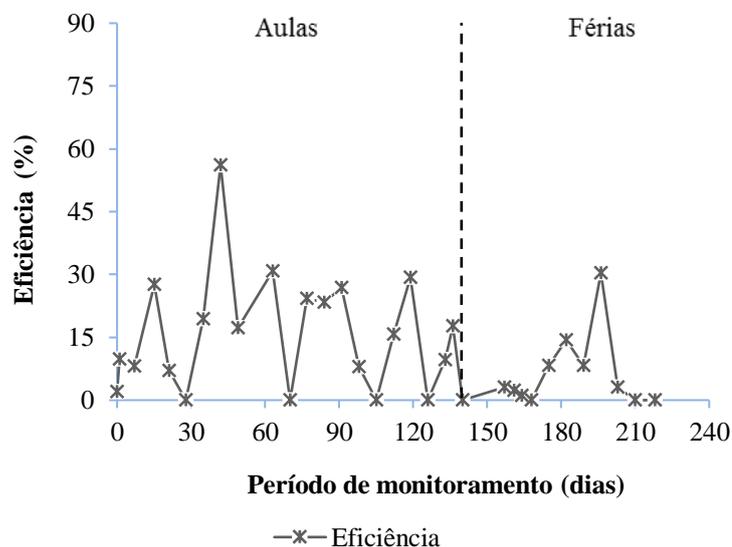
As maiores concentrações de NTK e PT foram observadas no período de aulas. Tal fato se deve a maior quantidade de esgotos gerados nesse período. A média da eficiência de remoção de NTK e PT no período de aulas foi de 15,86% e 17,91 % e no período de férias foi de 5,91% e 9,62%, respectivamente.

Com o decorrer do tempo de operação dos reatores UASB verificou-se que a eficiência reduziu quando foram aplicados menores quantidades de esgoto tanto para o NTK quanto para o PT.

De acordo com Chernicharo (2007), os reatores anaeróbios apresentam pequenas remoções de nutrientes. Para o desenvolvimento da biomassa, é fundamental a disponibilidade de nutrientes como o nitrogênio e fósforo. É importante a presença balanceada desses macronutrientes, pois a falta de apenas um deles pode levar a redução da taxa de metanogênese, acúmulo de AVT e consumo da alcalinidade.

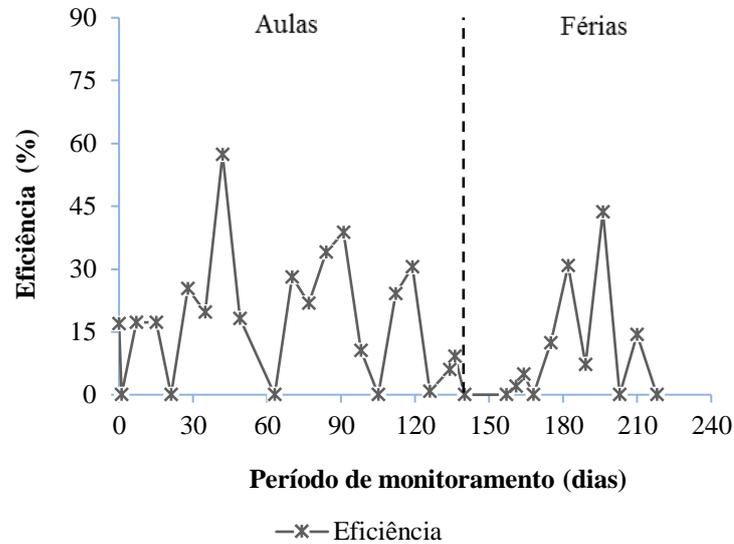
Nas Figuras 11 e 12 estão apresentadas as eficiências de remoção de NTK e PT obtidas durante o período experimental.

Figura 11 – Eficiência média de remoção de N dos dois reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Figura 12 - Eficiência média de remoção de P dos dois reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Autora.

Justificando a pequena capacidade de remoção de NTK e PT em sistemas de tratamento anaeróbios, Amorim (2014) avaliando o mesmo reator UASB seguido de um sistema alagado construído (SAC) tratando água residuária da suinocultura, conduziu o experimento em três fases variando o TDH do reator UASB (59 h, 19,5 h e 5 h) e do SAC (146 h, 48h e 13h). As eficiências de remoção de NTK e PT no sistema foram de aproximadamente 35%. Mas, em termos de carga removida, houve maior remoção com maiores cargas aplicadas, assim como observado nesse trabalho.

Calijuri (2009) avaliando um reator UASB em escala real tratando esgoto sanitário, com volume de 48 m<sup>3</sup>, TDH de 7 horas e vazão média de 115 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> obteve eficiência média de remoção de PT de 15% e NTK de 40%.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando as variáveis avaliadas, pode-se observar ao longo desse estudo que:

Os reatores anaeróbios utilizados no tratamento de efluente sanitário apresentaram pH e relação AI/AP satisfatórios para ocorrência da degradação microbiana durante todo o monitoramento.

As médias de eficiência de remoção de nutrientes foram baixas. Apesar da relação AI/AP apresentar valores satisfatórios, a estabilidade do sistema não foi encontrada devido as baixas eficiências de remoção na DQO tanto no período de aulas quanto no período de férias. Além disso, devido o efluente apresentar características diferenciadas, com possibilidade de ter em sua constituição compostos químicos, orgânicos e inorgânicos, tóxicos aos microrganismos anaeróbios, provenientes de laboratórios e o hospital veterinário, podem ter dificultado os reatores de atingirem estabilidade.

A variação da temperatura ao longo do período de monitoramento também pode ser um fator que interferiu no processo da digestão anaeróbia.

Os resultados obtidos nesse trabalho indicam a necessidade de estudos complementares relacionados ao lodo e um pós tratamento para acrescentar ao tratamento dos reatores UASB.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 181-188, abr/jun. 2008.
- AMORIM, F. de. **Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura**. 2014. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2014.
- ARAÚJO, A. P. C. S.; FREITAS, B. de O. Remoção de matéria orgânica e oxidação do nitrogênio amoniacal presente em esgoto sanitário por sistema combinado UASB e biofiltro aerado submerso. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v. 10, n. 19, p. 1642-1655, 2014.
- BATTHI, Z. A. et al. UASB reactor startup for the treatment of municipal wastewater followed by advanced oxidation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 715-726, sep. 2014.
- BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 271-277, jul/set. 2008.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento - SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS): Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS/MDR, 2017.
- CALIJURI, M. J. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Viçosa, v. 14, n. 3, p. 421-430, jul./set. 2009.
- CAMARGO, B. M. de. **Comportamento de reator UASB sem separador trifásico no tratamento de esgoto sanitário**. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2016.
- CAMPOS, C. M. M. et al. Partida de um sistema anaeróbio em escala piloto constando de um tanque de contato seguido de um reator UASB tratando efluente de laticínio. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINOAMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais...** Recife: [s.n.], 2000. v. 2, p. 61-64.
- CAMPOS, C. M. M.. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v.30, n.1, p. 140 – 147, jan/fev, 2006.
- CARDOSO, P. H. G. A. et al. Produção de metano a partir do tratamento de esgoto sanitário visando energia alternativa. **Ciência e Sustentabilidade – CeS**, ISSN 2447-4606, v. 2, n. 1, p. 23-40, jan/jun, Juazeiro do Norte, 2016.

- CARDOSO, P. H. G. A.; SAMPAIO, M. B.; SALES, A. P. Efeito do TDH na produção de metano a partir do esgoto sanitário em reator UASB sob condições mesófilas de temperatura. **Ciência e Sustentabilidade**, Juazeiro do Norte, v. 3, n. 2, p. 64-82, jul/dez. 2017.
- CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007.
- CHERNICARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Revista Environ Science Biotecnology**, v. 14, p. 649-679, 2015.
- COSTA, R. J. P. O cenário do saneamento básico no **Brasil**. **Revista Educação Ambiental em Ação**, n. 66, dez. 2018. Disponível em:  
<<http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=3523>> Acesso em: 02 set. 2019.
- FREITAS, D. C. de. **Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com recirculação de fase líquida**. 2016. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016.
- GASPAR, F. C.; MICHELAM, T. H.; FARAH, S. P. dos S. Sistemas de tratamento de efluente sanitário utilizados no município de Bebedouro/SP. **Revista Engenharia Civil e Tecnologia**, v. 1, n. 1, p. 1-21, mar. 2017.
- GAVALA, H. N. et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. **Water Research**, Denmark, v. 37, n. 19, p. 4561-4572, 2003.
- HARAGUCHI, M. T. et al. Estudo de caso para a viabilidade de implementação de sistema de tratamento de esgoto compacto na região metropolitana de Goiânia. **REMOA**, Santa Maria, v. 14, n.1, p. 2967-2973, fev. 2014.
- HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – Condição de Partida**. Florianópolis: UFSC, 2005.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 2014.
- LEITE, W. R. M. **Digestão anaeróbia em temperaturas mesofílica e termofílica de lodo de ETE usando reatores de estágio único e dois estágios**. 2015. 193 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.
- LETTINGA, G. et al. **Biological Wastewater Treatment**. Part I: Anaerobic Wastewater Treatment. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, edn January 1996.
- MARTINS, J. E. M. **Avaliação do comportamento de um reator UASB tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

MARTINS, A. P. O. de. et al. Avaliação do desempenho de reatores UASB no tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina-PE. In: CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4., 2016, Cruz das Almas. **Anais...** Cruz das Almas: 4 ed, 2016. p. 1-6.

MARTINS, A. da S. **Digestão anaeróbia de resíduos alimentares: efeito da carga orgânica e da adição de elementos traço sobre a produção de metano e a diversidade microbiana.** 2018. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4 ed. New York, Mcgraw-hill, 1819 p. 2005.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** 2. ed. São Paulo: Ed. Edgard Blucher Ltda, 2011.

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. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PEREIRA, E. L. CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho de físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2010.

PÉREZ, J.; ALDANA, G. Physically modeling of na upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB). **Revista Técnica Inglesa da Universidade de Zulia**, v. 36, n. 2, p. 153 - 163, 2013.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411, may. 1986.

RISSOLI, C. A. **Estudos de parâmetros operacionais do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação da biodegradabilidade do seu efluente.** 2004. 141 p. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

SANTOS, M. P. dos. **Influência da temperatura na eficiência do tratamento de efluentes em reatores UASB.** 2010. 33 f. Trabalho de Diplomação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010.

SPONZA, D. T. Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating wastewaters containing carbono tetrachloride. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 17, n. 9, p. 839-847, dec. 2001.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epigraf, 1994, 225 p.

VERSIANE, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ.** 2005. 78 f. Dissertação

(Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4 ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014.

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. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 8, p. 139-150, 2015.