

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LARISSA FERNANDES MENDONÇA

**TRATAMENTO DE ESGOTO EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (UAHB)  
SUBMETIDO A VARIAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E DO TEMPO DE  
DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH)**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO

2019

LARISSA FERNANDES MENDONÇA

**TRATAMENTO DE ESGOTO EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (UAHB)  
SUBMETIDO A VARIAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E DO TEMPO DE  
DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH)**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão.

Orientador: Prof. Dr. Eudes José Arantes

Coorientador: Prof. Dr. Thiago Morais de Castro

CAMPO MOURÃO

2019



TERMO DE APROVAÇÃO DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO INTITULADO  
**TRATAMENTO DE ESGOTO EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (UAHB) SUBMETIDO A  
VARIAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH)**

DA DISCENTE

Larissa Fernandes Mendonça

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia 02 de Dezembro de 2019 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão. A discente foi arguida pela Comissão Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a comissão considerou o trabalho APROVADO.

---

Prof. Dr<sup>a</sup> Morgana Suszek Gonçalves  
Avaliadora 1  
UTFPR

---

Prof. Dr<sup>a</sup> Flávia Vieira da Silva Medeiros  
Avaliadora 2  
UTFPR

---

Prof. Dr. Thiago Morais de Castro  
Coorientador  
UTFPR

---

Prof. Dr. Eudes José Arantes  
Orientador  
UTFPR

*O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à Deus, por ter me permitido chegar até aqui, sempre me dando forças para continuar.

Aos meus pais, Gabriel e Kesia, minha gratidão eterna, por todo o apoio, carinho e dedicação, ao longo de toda a minha caminhada.

Ao meu irmão, Gabriel Júnior, por todo o companheirismo nesses anos morando juntos em Campo Mourão.

Ao meu namorado Dario Henrique Tessedor, por toda a compreensão e toda a ajuda na realização desse trabalho.

Aos meus orientadores Eudes José Arantes e Thiago Morais de Castro, por toda ajuda e apoio na realização desse trabalho. Obrigada por acreditarem em mim e no meu potencial durante todos esses anos.

À minha banca examinadora Prof<sup>a</sup> Flávia Vieira da Silva Medeiros e Prof<sup>a</sup> Morgana Suszek Gonçalves por aceitarem o convite, pelo interesse e pelos apontamentos que contribuíram para a melhoria do trabalho.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Campus Campo Mourão, por toda estrutura necessária à realização do trabalho.

Aos meus amigos de Barbosa Ferraz, por tantos anos de amizade e companheirismo.

Aos meus amigos feitos durante a graduação, por tudo que vivemos nesses cinco anos, por terem feito essa caminhada se tornar mais leve.

Agradeço por fim a toda minha família, amigos, professores e todos aqueles que estiveram presentes de alguma forma durante minha trajetória para concluir os cinco anos de faculdade. Muito obrigada!

## RESUMO

MENDONÇA, Larissa Fernandes. **Tratamento de esgoto em reator anaeróbio híbrido (UAHB) submetido a variação de matéria orgânica e do tempo de detenção hidráulica (TDH)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2019

Atualmente, 86% das cidades brasileiras fazem o lançamento de efluentes em desacordo com os padrões de lançamentos, definidos pelas resoluções CONAMA n<sup>os</sup> 357/2005 e 430/2001. Para diminuir os inúmeros problemas ocasionados pelos despejos inadequados, foram desenvolvidas diversas tecnologias. Os reatores anaeróbios híbridos, com biomassa imobilizada e manta de lodo, unem as tecnologias contendo células autoimobilizadas (reator UASB) e imobilizadas, como os filtros anaeróbios. Esse trabalho teve como objetivo analisar a eficiência do tratamento de esgoto sintético em reator anaeróbio híbrido (UAHB) de bancada, utilizando fibra vinílica entrelaçada como meio suporte. O reator, com volume útil de 17,7 L, foi mantido a temperatura ambiente, sendo o afluente de alimentação, sintético simulando o esgoto sanitário. Foram analisados os parâmetros físico-químicos: temperatura do líquido, pH, alcalinidade a bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AV), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>), turbidez, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e nitrogênio amoniacal (N-amon). Foram realizados nove perfis de amostragem temporal, variando o TDH em 45 h, 25 h e 12h, e variando a DQO afluente em 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. A partir de análises estatística ANOVA e teste de *Tukey*, foi possível concluir que o tratamento com o maior TDH e maior DQO afluente, apresentou os melhores resultados, com eficiência de remoção de sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e turbidez de 58,76%, 86,64%, 91,72% e 84,93%, respectivamente. Conclui-se que o aumento da carga orgânica volumétrica afluente, em conjunto com o aumento do TDH, contribui de forma positiva para o aumento das eficiências de remoção dos parâmetros DQO, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez. Em contrapartida, a diminuição do TDH contribui negativamente, ocasionando a diminuição das eficiências de remoção.

**Palavras-chave:** Digestão anaeróbia. Meio suporte. Análises físico-químicas. Eficiência.

## ABSTRACT

MENDONÇA, Larissa Fernandes. **Tratamento de esgoto em reator anaeróbio híbrido (UAHB) submetido a variação de matéria orgânica e do tempo de detenção hidráulica (TDH)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2019

Currently, 86% of Brazilian cities launch effluents at odds with the patterns of launches, defined by the CONAMA resolutions on 357/2005 and 430/2001. To reduce the numerous problems caused by inadequate evictions, several technologies have been developed. Hybrid anaerobic reactors with immobilized biomass and sludge blanket, technologies containing self-immobilized (UASB reactor) and immobilized cells, such as anaerobic filters. This study aimed to analyze the efficiency of synthetic sewage treatment in hybrid anaerobic reactor (UAHB) bench, using vinyl fiber interlaced as medium support. The reactor, with a useful volume of 17.7 L, was maintained at room temperature, and the feed tributary was maintained, synthetic simulating the sanitary sewage. Physicochemical parameters were analyzed: liquid temperature, pH, alkalinity to bicarbonate (AB), volatile acids (AV), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand ( $DBO_5^{20}$ ), turbidity, total solids (ST), total suspended solids (SST) and ammoniacal nitrogen (N-amon). Nine temporal sampling profiles were performed, ranging from TDH to 45 h, 25 h and 12h, and ranging from affluent COD to  $250 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $400 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  and  $850 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . From statistical analysis ANOVA and Tukey test, it was possible to conclude that treatment with the highest HDT and higher affluent COD, presented the best results, with total solids removal efficiency, total suspended solids, COD and turbidity of 58.76%, 86.64%, 91.72% and 84.93%, respectively. It was concluded that the increase in the affluent volumetric organic load, together with the increase in TDH, contributes positively to the increase in the removal efficiencies of DQO,  $DBO_5^{20}$ , total solids, total suspended solids and turbidity. On the other hand, the decrease in HDH contributes negatively, causing removal efficiencies to decrease.

Keywords: Anaerobic digestion. Half support. Physicochemical analysis. Efficiency.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - A sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a porcentagens, expressas como DQO). .15	15
Figura 2 - Variações diárias típicas de vazão de esgoto sanitário.....20	20
Figura 3 - Desenho esquemático de um típico reator anaeróbio híbrido.....22	22
Figura 4 - Esquema do Reator UAHB (direita) em escala de bancada e foto do Reator UAHB (esquerda). ....27	27
Figura 5 - Matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada utilizadas como meio suporte. ....30	30
Figura 6 – Biofilme aderido ao meio suporte, após 112 <sup>o</sup> dia de operação do reator. ....35	35
Figura 7 - Perfil temporal médio de 15 h para a temperatura do afluente (a) e efluente (b) do reator UAHB operado nos tratamentos distintos. ....39	39
Figura 8 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da alcalinidade a bicarbonato do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> .....41	41
Figura 9 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos ácidos voláteis do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> .....43	43
Figura 10 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da DQO no UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> . ....45	45
Figura 11 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos totais do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> .....47	47
Figura 12 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos suspensos totais do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> . ....49	49

Figura 13 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da turbidez do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; b) Afluente com 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ; c) Afluente com 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> . .....	51
Figura 14 - Perfil temporal médio de 15 h para a temperatura do afluente (a) e efluente (b) do reator UAHB operado nos três tratamentos distintas. ....	53
Figura 15 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da alcalinidade a bicarbonato do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.....	55
Figura 16 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos ácidos voláteis do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.....	57
Figura 17 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da DQO do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c)TDH de 12 horas. ....	59
Figura 18 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos totais do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c)TDH de 12 horas.....	60
Figura 19 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos suspensos totais do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c)TDH de 12 horas.....	62
Figura 20 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da turbidez do reator UAHB operado com DQO afluente 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c)TDH de 12 horas. ....	63
Figura 21 - Eficiência de remoção de sólidos totais para cada tratamento realizado.....	65
Figura 22 – Análise visual de independência dos dados de remoção de sólidos totais.....	66
Figura 23 – Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de sólidos totais. ....	67
Figura 24 – Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais para cada tratamento realizado. ....	69



<b>Figura 25 - Análise visual de independência dos dados de remoção de sólidos suspensos totais. ....</b>	<b>70</b>
<b>Figura 26 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de sólidos suspensos totais.....</b>	<b>70</b>
<b>Figura 27 - Eficiência de remoção de DQO para cada tratamento realizado.....</b>	<b>72</b>
<b>Figura 28 - Análise visual de independência dos dados de remoção de DQO. .</b>	<b>73</b>
<b>Figura 29 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de DQO. ....</b>	<b>74</b>
<b>Figura 30 - Eficiência de remoção de turbidez para cada tratamento realizado. ....</b>	<b>75</b>
<b>Figura 31 - Análise visual de independência dos dados de remoção de turbidez. ....</b>	<b>76</b>
<b>Figura 32 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de turbidez. ....</b>	<b>77</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica de esgoto sanitário. ....	14
Tabela 2 - Faixas de temperatura do crescimento microbiano. ....	18
Tabela 3: Vantagens e Desvantagens de reator anaeróbios híbridos. ....	23
Tabela 4 - Proporções de concentrações de cada produto para o preparo do esgoto sintético do reator UAHB. ....	28
Tabela 5 - Metodologia empregada para análise dos parâmetros físico-químicos. ....	29
Tabela 6 – Tratamento realizados na operação do reator UAHB. ....	31
Tabela 7 - Características físicas dos lodos de inóculo. ....	34
Tabela 8 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento. ....	36
Tabela 9 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento. ....	37
Tabela 10 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento. ....	37
Tabela 11 - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica. ....	51
Tabela 12 - Resumo dos parâmetros operacionais para cada tratamento em questão. ....	52
Tabela 13 - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica. ....	64
Tabela 14 – Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de sólidos totais. ....	67
Tabela 15 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção sólidos totais. ....	68
Tabela 16 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais. ....	71

<b>Tabela 17 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais. ....</b>	<b>71</b>
<b>Tabela 18 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de DQO. ....</b>	<b>74</b>
<b>Tabela 19 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção de DQO. ....</b>	<b>75</b>
<b>Tabela 20 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de turbidez. ....</b>	<b>77</b>
<b>Tabela 21 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção de turbidez. ....</b>	<b>78</b>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
1.1.1 Objetivo geral .....	12
1.1.2 Objetivos específicos.....	12
<b>1.2 Justificativa</b> .....	<b>12</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>14</b>
<b>2.1 Características dos esgotos sanitários</b> .....	<b>14</b>
<b>2.2 Processo de digestão anaeróbia</b> .....	<b>15</b>
2.2.1 Hidrólise .....	15
2.2.2 Acidogênese.....	16
2.2.3 Acetogênese .....	16
2.2.4 Metanogênese.....	17
<b>2.3 Fatores que influenciam no processo de digestão anaeróbia</b> .....	<b>17</b>
2.3.1 Temperatura.....	17
2.3.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis .....	18
2.3.3 Nutrientes .....	18
2.3.4 Variações Hidráulicas e orgânicas do esgoto sanitário .....	19
2.3.5 Crescimento Bacteriano .....	20
<b>2.4 Reator anaeróbio híbrido (UAHB)</b> .....	<b>21</b>
2.4.1 Características do reator UAHB .....	21
2.4.2 Estudos realizados com reatores UAHB .....	23
2.4.3 Meio suporte.....	24
<b>2.5 Análises Estatísticas</b> .....	<b>25</b>
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>27</b>
<b>3.1 Reator UAHB</b> .....	<b>27</b>
<b>3.2 Esgoto sintético</b> .....	<b>28</b>
<b>3.3 Suporte para Imobilização da Biomassa</b> .....	<b>29</b>
<b>3.4 Inoculação do reator</b> .....	<b>30</b>
<b>3.5 Avaliação da estabilidade do reator UAHB</b> .....	<b>31</b>
<b>3.6 Operação do reator</b> .....	<b>31</b>
<b>3.7 Análises dos dados</b> .....	<b>33</b>

<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>34</b>
<b>4.1 Caracterização do Lodo de Inóculo .....</b>	<b>34</b>
<b>4.2 Estabilidade Operacional do Reator .....</b>	<b>35</b>
<b>4.3 Caracterização do Esgoto Sintético .....</b>	<b>36</b>
<b>4.4 Influência da Carga Orgânica Volumétrica no Desempenho do Reator .....</b>	<b>38</b>
<b>4.5 Influência do Tempo de Detenção Hidráulica no Desempenho do Reator...</b>	<b>52</b>
<b>4.6 Análises Estatísticas.....</b>	<b>65</b>
4.6.1 Sólidos Totais.....	65
4.6.2 Sólidos Suspensos Totais .....	68
4.6.3 DQO .....	72
4.6.4 Turbidez .....	75
<b>4.7 Edital 1/2019 PROREC/PROGRAD Apoio à Execução de Trabalhos de Conclusão de Cursos – TCC .....</b>	<b>79</b>
<b>5 CONCLUSÃO .....</b>	<b>80</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>81</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>86</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos sanitários representa um grande desafio atualmente, uma vez que, 86% das cidades brasileiras fazem o lançamento de efluentes em desacordo com os padrões de lançamento, definidos pelas resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011 e com isso, já são mais de 110 mil km de cursos de água pelo país com qualidade comprometida pelo lançamento incorreto de efluentes (Agência Nacional de Águas, 2017).

Em termos de esgotamento sanitário, o atendimento urbano com rede coletora de esgoto apresenta um índice médio nacional de 60,2% e um índice médio de 46% para o tratamento desse esgoto coletado, ou seja, apenas 76% do esgoto coletado recebe tratamento (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2017).

De acordo com o Fundo das Nações Unidas para a Infância (2017), o mau saneamento e a água contaminada estão ligados à transmissão de doenças como diarreia, cólera, disenteria, hepatite A e febre tifoide, sendo a diarreia a principal causa das mortes em crianças com menos de 5 anos. Visto isso, o tratamento adequado de esgoto sanitário é essencial para a preservação do meio ambiente e para a proteção da saúde pública, já que a falta desse tratamento pode contribuir com a veiculação de patógenos e está relacionada às altas taxas de mortalidade infantil.

Para diminuir os inúmeros problemas ocasionados pelos despejos inadequados dos esgotos sanitários no ambiente, foram desenvolvidas diversas tecnologias para o tratamento de esgotos sanitários. De acordo com Gonçalves (2012), os sistemas anaeróbios são caracterizados por apresentarem reduzida produção de lodo, consumo de energia e custos de implantação e operação, além de tolerância a elevadas cargas orgânicas, mesmo com curtos tempos de retenção hidráulica. Desse modo, a aplicação de reatores anaeróbios como unidades principais de tratamento tem se mostrado economicamente vantajosa para a remoção de matéria orgânica de esgoto sanitário (ARAUJO, 2014).

Os reatores anaeróbios híbridos, com biomassa imobilizada e manta de lodo, mostram-se extremamente vantajosos para o tratamento de esgotos sanitários, já que unem as vantagens de sistemas de tratamento contendo células autoimobilizadas (reator UASB) e imobilizadas, como os filtros anaeróbios. A configuração desse modelo de reator propicia uma zona de polimento do efluente, melhorando a estabilidade do sistema e suportando velocidades ascensionais maiores que as

usualmente empregadas nos reatores UASB (PASSIG, 2005; ARAUJO, 2014; GAUDENCIO, 2016).

Dessa forma, por meio deste estudo, será analisada a eficiência do tratamento de esgoto sintético em reator anaeróbio híbrido (UAHB) de bancada, utilizando fibra vinílica entrelaçada como meio suporte.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Avaliar a eficiência do tratamento de esgoto em reator UAHB, submetido à variação de matéria orgânica afluyente, aplicada em termo de DQO e variação do tempo de detenção hidráulica (TDH).

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Para alcançar o objetivo geral, têm-se os seguintes objetivos específicos:

- Definir e caracterizar o esgoto sintético a ser aplicado;
- Caracterizar o lodo de inóculo;
- Avaliar a estabilidade do reator UAHB por meio de análises físico-químicas;
- Avaliar a influência da carga orgânica volumétrica no desempenho do reator;
- Avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica no desempenho do reator;
- Analisar as diferenças estatísticas das eficiências de redução dos parâmetros DQO, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez, para os tratamentos realizados.

## **1.2 Justificativa**

Esgotos sanitários possuem alto potencial poluidor e seu descarte inadequado pode contaminar solos, corpos hídricos, afetando diretamente na saúde pública. O tratamento contribui para diminuir os inúmeros problemas ocasionados pelos despejos inadequados dos esgotos sanitários no ambiente.

O tratamento é de extrema necessidade, tendo em vista o alcance de padrões estabelecidos na legislação, dispostos na Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 e Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA.

Como as características qualitativas e quantitativas dos esgotos sanitários podem sofrer variações, é interessante saber o desempenho de reatores perante essas variações de vazão e concentração, já que as ETE municipais em sua maioria também são operadas com variações de vazão e concentração devido à variação de consumo de água durante o dia e conseqüentemente geração de esgoto pela população.

Segundo Passig (2005), o uso do material suporte dentro de reatores anaeróbios poderá propiciar a aderência microbiana ao material suporte, aumentando a eficiência de remoção de matéria orgânica, além disso, o recheio poderá reter uma parcela maior de sólidos biológicos dentro do reator, aumentando o tempo de retenção celular da biomassa bacteriana.

Vários pesquisadores constataram haver aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica, devido, principalmente, ao uso de meio suporte (REYNOLDS e COLLERAN, 1986; MIYAHARA e HOIKE, 1994; PASSIG, 2005; GODINHO, 2016; GAUDENCIO, 2016).

As matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada é um material suporte oriundo de resíduos da fabricação de tapetes e chinelos, que utilizam matéria prima “Capacho Vinil”. Devido às características deste material, o mesmo fornece condições adequadas para o crescimento e retenção de biomassa microbiana.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Características dos esgotos sanitários

Esgoto sanitário é definido pela Norma Brasileira, NBR 9648, como o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1986).

Em virtude de estarem relacionados com o consumo da água e sua diversificação de usos, as características qualitativas e quantitativas dos esgotos sanitários podem sofrer variações. De maneira geral, a variação da vazão e da composição do esgoto sanitário depende, dos hábitos e renda da população, condições climáticas e diversificação das atividades comerciais e industriais do município (MENDONÇA, 2000). Metcalf e Eddy (2005) classificam os esgotos em forte, médio e fraco, conforme algumas características (Tabela 1).

**Tabela 1 - Composição típica de esgoto sanitário.**

Parâmetros	Concentração		
	Fraco	Médio	Forte
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	390	720	1230
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	120	210	400
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	110	190	350
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	250	430	800

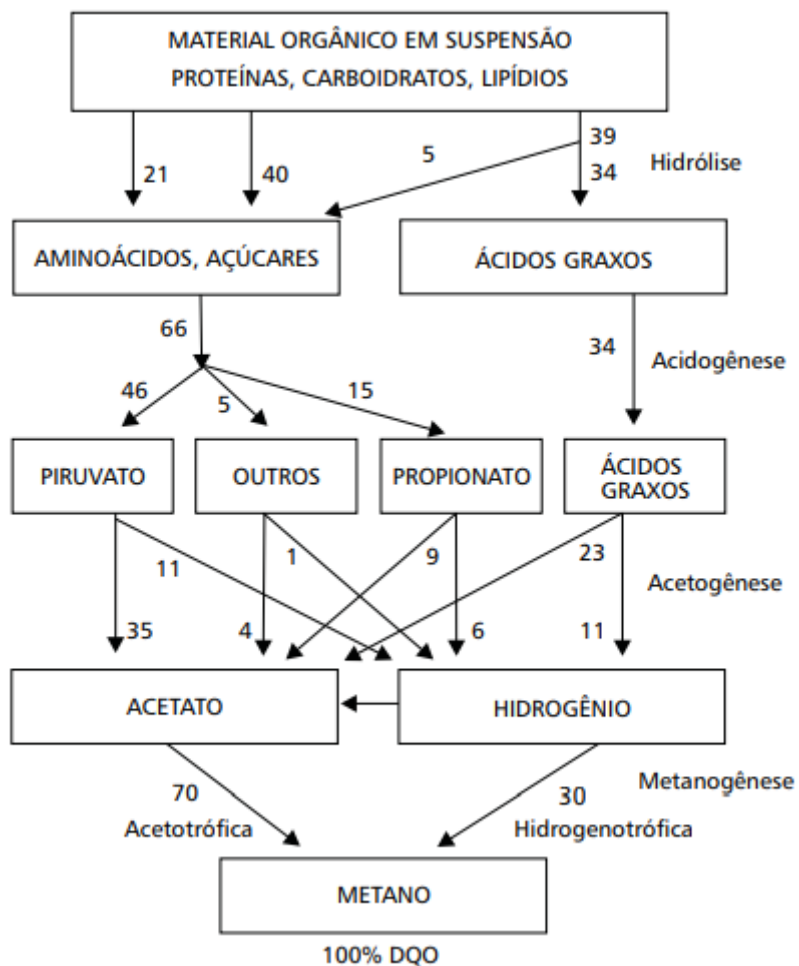
Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (2005).

Os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água, porém há contaminantes, entre os quais de destacam: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidratos: 25% a 50%; e óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentes (CAMPOS et al., 1999).

## 2.2 Processo de digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio molecular e consiste na transformação de substâncias orgânicas complexas em produtos mais simples. De acordo com Campos et al. (1999) e Kaspar e Wuhmann (1978), esse processo ocorre em quatro etapas diferentes: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese (Figura 1).

Figura 1 - A sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a porcentagens, expressas como DQO).



Fonte: CAMPOS et al. (1999).

### 2.2.1 Hidrólise

Nessa etapa, o material orgânico particulado (proteínas, carboidratos e lipídios) é transformado em compostos dissolvidos de menor peso molecular (aminoácidos,

açúcares e ácidos graxos). O processo acontece por meio da ação das chamadas exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas.

Em muitos casos, na prática, a velocidade de hidrólise pode ser a etapa limitativa para todo o processo da digestão anaeróbia, isto é, a velocidade da conversão do material orgânico complexo para biogás é limitada pela velocidade da hidrólise (CAMPOS et al., 1999; KASPAR e WUHRMANN, 1978).

### 2.2.2 Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são metabolizados dentro das células das bactérias fermentativas. As bactérias acidogênicas transformam os ácidos graxos de cadeia longa, açúcares e aminoácidos em compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido acético, ácido lático, e compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , dentre outros (CAMPOS et al, 1999; NASCIMENTO, 1996; KASPAR e WUHRMANN, 1978).

Essa fase, de modo geral, é realizada por bactérias estritamente anaeróbias, porém também podem ocorrer algumas espécies facultativas, que consomem o oxigênio dissolvido eventualmente presente (CAMPOS et al., 1999; GODINHO, 2017; VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

### 2.2.3 Acetogênese

Nessa fase, as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados anteriormente. Serão gerados principalmente ácido acético e hidrogênio, no qual, aproximadamente 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto o restante da DQO é concentrado no hidrogênio formado (BARCELOS, 2009; CAMPOS et al., 1999).

Os ácidos produzidos fazem com que o pH do meio de reação diminua para valores menores que 6,5. O caráter ácido do meio de reação ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo, desta maneira, apresentar elevadas concentrações de cálcio, ferro e metais pesados (BARCELOS, 2009).

#### 2.2.4 Metanogênese

É a etapa final do processo de degradação dos compostos orgânicos, sendo efetuada por arqueas metanogênicas. As metanogênicas acetoclásticas formam metano a partir da redução de ácido acético, enquanto as metanogênicas hidrogenotróficas produzem metano a partir de hidrogênio dióxido de carbono (CAMPOS et al., 1999; KASPAR e WUHRMANN, 1978).

As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetoclásticas geralmente limitam a velocidade de transformação de material orgânico complexo (CAMPOS et al., 1999).

### **2.3 Fatores que influenciam no processo de digestão anaeróbia**

Segundo Chernicharo (2007), os principais fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia são: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, nutrientes, variações hidráulicas e orgânicas e o crescimento bacteriano.

#### 2.3.1 Temperatura

Entre os fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos aspectos mais importantes na seleção de espécies, pois os microrganismos não são capazes de controlar sua temperatura, sendo assim, a temperatura dentro da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 2007).

Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios (CAMPOS et al., 1999).

De acordo com Metcalf e Eddy (2005), na maioria dos processos biológicos, três faixas de temperatura podem ser associadas ao crescimento microbiano (Tabela 2).

**Tabela 2 - Faixas de temperatura do crescimento microbiano.**

Tipo de bactéria	Temperatura (°C)	
	Faixa	Ótimo
Psicrofílicas	10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	35 a 75	55 a 65

**Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (2005).**

Dois níveis ideais de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, de 30 a 35 °C na faixa mesófila e de 50 a 55 °C na faixa termófila (CHERNICHARO, 2007). Para Metcalf e Eddy (2005), temperaturas ótimas para atividade bacteriana estão na faixa de 25 a 35 °C.

### 2.3.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

Esses três fatores ambientais estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importante para o controle e operação adequada dos processos anaeróbios (CHERNICHARO, 2007). Recomenda-se que o pH no processo anaeróbio seja mantido entre 6,0 e 8,0, possuindo os microrganismos produtores de metano um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. Os valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, pois podem inibir os microrganismos formadores de metano (CHERNICHARO, 2007).

Valores baixos de pH no afluente poderão ocorrer devido à decomposição de compostos facilmente biodegradáveis, como açúcares e amido, na rede coletora, produzindo ácidos orgânicos (CAMPOS et al., 1999).

A interação entre a alcalinidade e os ácidos voláteis durante a digestão anaeróbica é baseada na capacidade da alcalinidade do sistema de neutralizar os ácidos formados no processo e tamponar o pH em caso de acúmulo de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 2007; METCALF E EDDY, 2005).

### 2.3.3 Nutrientes

A presença de macro e micronutrientes é fundamental para o metabolismo, crescimento e atividade bacteriana. Dentre os principais nutrientes para a vida dos

microrganismos anaeróbios, podem se destacar, os macronutrientes inorgânicos: nitrogênio e o fósforo, bem como uma série de micronutrientes inorgânicos: enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro, sódio e cloro, e os secundários: zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre, níquel, vanádio e tungstênio (MURRAY e BERG, 1981; PARK, 2012).

A relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para suprir as necessidades de macronutrientes dos organismos anaeróbios, e dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, cobalto, níquel e o zinco (CAMPOS et al., 1999; LOUZADA, 2006).

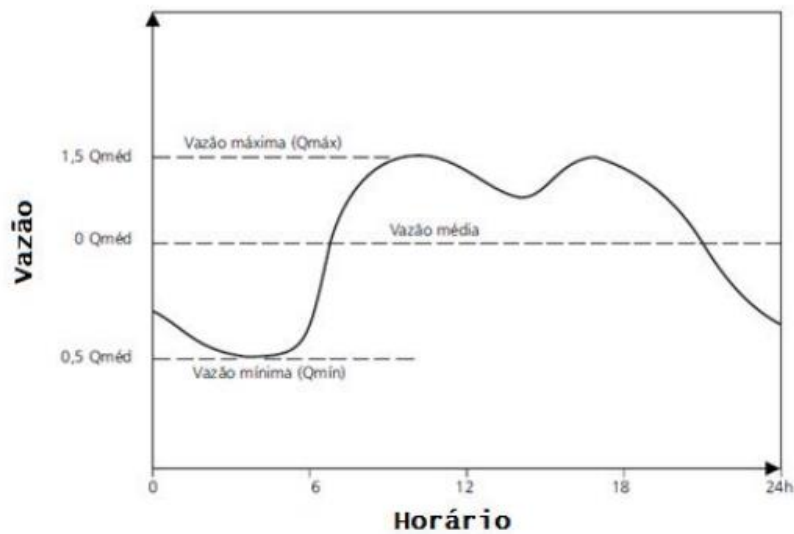
É pouco provável que os esgotos sanitários típicos apresentem deficiências nutricionais, pois tanto os macronutrientes (N e P) como os micronutrientes estão abundantemente presentes no esgoto sanitário, sendo necessário em alguns casos aplicar um pós-tratamento para reduzir a concentração dos macronutrientes (CAMPOS et al, 1999; CHERNICHARO, 2007).

#### 2.3.4 Variações Hidráulicas e orgânicas do esgoto sanitário

O consumo de água, a geração de esgotos e suas características químicas e biológicas em uma localidade variam ao longo do dia (variações horárias), ao longo da semana (variações diárias) e ao longo do ano (variações sazonais) (METCALF e EDDY, 2005; SPERLING, 2014). A contribuição de esgoto depende de inúmeros fatores, entre os quais convém salientar os mais importantes: região atendida, atividades desenvolvidas, atividades industriais, hábitos de higiene, nível socioeconômico, nível cultural e inúmeras causas comportamentais (JORDÃO, 2009).

Em um hidrograma típico de esgoto sanitário (Figura 2), é possível observar os dois picos principais: o pico do início da manhã (mais pronunciado) e o pico do início da noite (mais distribuído, e nem sempre detectável).

**Figura 2 - Variações diárias típicas de vazão de esgoto sanitário.**



Fonte: Adaptado de CAMPOS et al. (1999).

Para bom funcionamento de reatores, recomenda-se que carga hidráulica volumétrica não deve exceder o valor de  $5,0\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , o que equivale a um tempo mínimo de detenção hidráulica de 4,8 horas, pois o projeto de reatores com valores de carga hidráulica mais altas (ou menores tempos de detenção hidráulica) pode ser prejudicial ao funcionamento do sistema em relação aos seguintes aspectos principais (CHERNICHARO, 2007):

- Perda excessiva de biomassa, que é lavada com o efluente, devido às altas velocidades de vazão;
- Diminuição do grau de estabilização dos sólidos;
- Possibilidade de falha no sistema, uma vez que o tempo de permanência da biomassa no sistema torna-se menor do que sua taxa de crescimento.

### 2.3.5 Crescimento Bacteriano

Diversos fatores podem influenciar a cinética de populações microbianas: pH, temperatura do meio, controles internos, adaptabilidade e heterogeneidade das populações celulares, transferência de nutrientes, produtos, calor, entre outros (CAMPOS et al., 1999; SPERLING, 2014).

Muitos pesquisadores de dedicaram à derivação de expressões cinéticas para descrever o metabolismo bacteriano, no qual muitas dessas expressões se baseiam do trabalho original de Monod. Os resultados de Monod podem ser resumidos em três postulações básicas (CAMPOS et al, 1999):

- I. A velocidade bruta de crescimento dos microrganismos é proporcional à velocidade de utilização do substrato;
- II. A velocidade de crescimento dos microrganismos é proporcional à concentração dos mesmos e depende da concentração de substrato;
- III. Paralelo ao crescimento de microrganismo devido à atividade anabólica há também decaimento devido à morte de células vivas.

Segundo Sperling (2007), há dois tipos principais de crescimento bacteriano, o crescimento aderido, onde a biomassa cresce ligada a um meio de suporte, formando um biofilme, e o crescimento disperso, onde a biomassa cresce de forma livre no efluente, sem qualquer estrutura de suporte.

## **2.4 Reator anaeróbio híbrido (UAHB)**

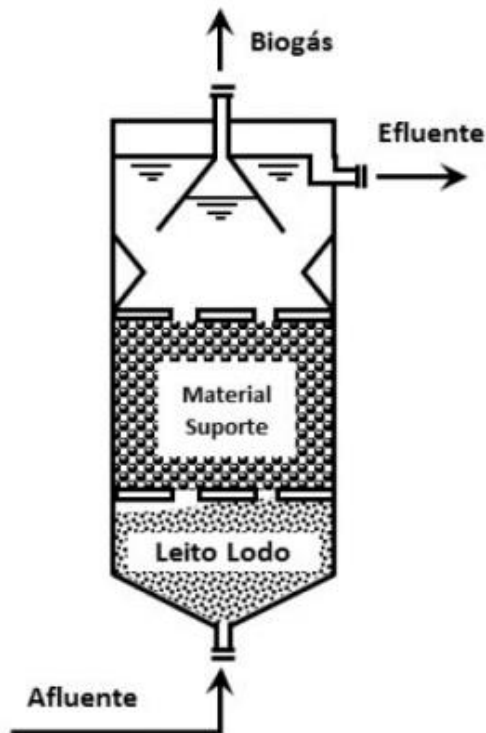
### **2.4.1 Características do reator UAHB**

O reator anaeróbio híbrido (do inglês, Upflow Anaerobic Hybrid Blanket - UAHB), foi proposto inicialmente por Maxham e Wakamiya (1981). O mesmo surgiu a partir da necessidade de melhorar o desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), já que esse apresentava algumas limitações, como a formação de espuma no interior do separador trifásico, o arraste de sólidos para o efluente e baixo grau de mistura (ARAUJO, 2014; FORESTI *et al.*, 2006).

O reator anaeróbio híbrido possui manta de lodo na parte inferior do reator e recheio na parte superior. A configuração do reator consiste em três compartimentos (Figura 3). O primeiro compartimento (região inferior do reator) é composto por um leito denso de lodo, no qual a biomassa cresce, dispersando-se no meio e nas paredes do reator por auto adesão (GODINHO, 2016). O segundo compartimento consiste de um leito fixo (filtro anaeróbio) contendo material suporte inerte. No terceiro e último compartimento há a presença de um separador trifásico de gás-sólido-líquido.



Figura 3 - Desenho esquemático de um típico reator anaeróbio híbrido.



Fonte: ARAUJO (2014).

Essa configuração permite a acumulação de elevadas concentrações de biomassa ativa na câmara inferior, favorecida pela existência de uma camada de enchimento colocada na parte superior, auxiliando na retenção do lodo. Essa configuração pode propiciar, também, a formação de uma zona de polimento do efluente, aumentando a estabilidade do processo em condições de operação transiente (PASSIG, 2005).

Segundo Hoyos (2016), diversas vantagens podem ser atribuídas aos sistemas anaeróbios híbridos segundo os resultados obtidos na sua aplicação no tratamento de águas residuárias (Tabela 3).

**Tabela 3: Vantagens e Desvantagens de reator anaeróbios híbridos.**

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Baixo custo de investimento	Geração de maus odores
Menor produção de lodo na estabilização da matéria orgânica	Necessidade de pós-tratamento
Maior fração de remoção da matéria orgânica	Menor remoção de nutrientes
Melhor concentração da biomassa	Entupimento do meio suporte
Star-up em menor tempo	
Menor produção de sólidos	

Fonte: Adaptado de HOYOS (2016).

#### 2.4.2 Estudos realizados com reatores UAHB

Elmitwalli et al. (2002) testaram o tratamento de esgotos domésticos a uma temperatura de 13°C e um TDH de 4 horas em um reator anaeróbio híbrido com volume útil de 88 L. Como meio suporte, foi utilizado folhas verticais de espuma de poliuretano reticulada (FPR). Os autores alcançaram eficiência média de remoção de matéria orgânica de 34% para DQO bruta e 53% para DQO filtrada.

Passig (2005) investigou o uso de reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário, com configuração baseada no reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) com inclusão de meio suporte. Foi utilizado anéis de PVC corrugado como meio suporte, em um reator de volume útil de 18.800 L. O mesmo foi operado com TDH de 6h para o tratamento dos esgotos sanitários in natura, submetido a tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e caixa de gordura) da Universidade de São Paulo campus São Carlos. Foi obtida eficiência média de 85% para remoção de DQO, 91% para DBO e 70% para remoção média de sólidos totais.

Araujo (2014), estudou o aumento da capacidade de tratamento de um reator UASB de volume útil de 12.500 L por meio da adição de material suporte Biobob®. A operação do reator foi conduzida em duas etapas. Na primeira etapa, o sistema foi operado como um reator UASB, com TDH de 8,8 h e velocidade ascensional de 0,63 m.h<sup>-1</sup>. Na segunda etapa, introduziu-se 5,0 m<sup>3</sup> de material suporte Biobob®, transformando-o em reator anaeróbio híbrido (UAHB). Nessa condição, variou-se a vazão de alimentação, variando o TDH entre 7,4 h (velocidade ascensional de 0,66

m.h<sup>-1</sup>) a 3,9 h (velocidade ascensional de 1,25 m.h<sup>-1</sup>). Em ambas as etapas, o reator foi alimentado com esgoto sanitário.

Os resultados obtidos para o reator UASB, segundo Araujo (2014), foi uma eficiência de remoção foi  $61 \pm 12\%$  para DQO bruta,  $56 \pm 7\%$  para DQO filtrada e  $60 \pm 23\%$  para SST, e para o reator anaeróbico híbrido foi de  $72 \pm 10\%$  para DQO bruta,  $54 \pm 9\%$  para DQO filtrada e  $79 \pm 11\%$  para SST. Deste modo para condições de operação similares, o reator anaeróbico híbrido apresentou melhor desempenho na remoção de DQO e SST que o reator UASB, crescendo em até 18% e 30% a eficiência de remoção, respectivamente.

Gaudencio (2016), teve como objetivo avaliar a viabilidade da aplicação de um reator UAHB de volume útil de 2.495.000 L para tratamento de esgoto sanitário, através da adaptação de um reator UASB por meio da introdução de 1000 m<sup>3</sup> de material suporte Biobob®. Foi avaliado seu desempenho frente ao aumento gradativo da vazão média e às vazões decorrentes de horários de pico e períodos com elevada pluviosidade. Para um TDH de 8,3 h, obteve-se uma eficiência de remoção de  $64 \pm 8\%$  para DQO bruta,  $57 \pm 11\%$  para QDO filtrada e  $71 \pm 13\%$  para SST.

Godinho (2016) teve como objetivo avaliar o desempenho de um reator UAHB com volume útil de 22,1 L, com variação do tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 a 12h e da DQO (amostras brutas) de 250 a 1250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, operado com meio suporte de anéis corrugados de Policloreto de Polivinila (PVC), sendo o afluyente de alimentação, sintético simulando o esgoto sanitário. Utilizando um TDH de 12 horas e DQO (amostra bruta) de 1250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, foi obtido uma eficiência de remoção de  $87 \pm 1\%$  para DQO bruta,  $87 \pm 1\%$  para DQO filtrada,  $91 \pm 1\%$  para DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e  $68 \pm 6\%$  para SST.

#### 2.4.3 Meio suporte

A finalidade da utilização de material suporte em reatores é a de reter sólidos no interior do reator, seja através do biofilme formado na superfície do material suporte, seja através da retenção de sólidos nos interstícios do meio ou abaixo deste (CHERNICHARO, 2007). Segundo Chernicharo (2007) e Zaiat (2003) os principais objetivos do meio suporte são os seguintes:

- Atuar como um dispositivo para separar sólidos de gases;

- Ajudar a promover um fluxo uniforme no reator;
- Melhorar o contato entre o substrato e a biomassa contida no reator;
- Permitir o acúmulo de uma grande quantidade de biomassa, aumentando consideravelmente o tempo de retenção celular;
- Atuar como barreira física para evitar que os sólidos sejam carregados para fora do sistema.

As características dos materiais suportes para a adesão celular (geometria, dimensões, material, porosidade, etc.) exercem uma grande influência no desempenho de reatores de leito fixo. De acordo Chernicharo (2007) os principais requisitos desejáveis para materiais suportes, devem: ser estruturalmente resistente, ser biologicamente e quimicamente inerte, ser suficientemente leve, possuir grande área específica e porosidade elevada, possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos e preço reduzido.

## **2.5 Análises Estatísticas**

Nos dias atuais, em decorrência das necessidades da sociedade moderna, a pesquisa científica tem promovido grandes avanços em todos os campos da ciência, gerando uma gama crescente de dados e informações, sendo que para a devida exploração e o correto entendimento, a aplicação de ferramentas estatísticas torna-se indispensável (PEREIRA FILHO et al., 2002, SILVA, 2007).

A estatística, como parte da matemática aplicada, estuda os mais variados fenômenos das diversas áreas do conhecimento e representa um valioso instrumento de trabalho nos dias de hoje (SABINO, LAGE e ALMEIDA, 2014).

Experimentos são planejados e executados em diversas áreas da ciência, com o objetivo primeiro de produzir inferência. Vieira (1999), define inferência como a condição de atribuir resultado ao todo, com base no conhecimento de parte.

A inferência estatística pode ser realizada por meio do teste ANOVA (análise de variância), que indica se existe diferença significativa entre as médias dos tratamentos (MUCELIN, 2003). Quando os resultados do teste ANOVA levam à rejeição da hipótese nula, que representa a afirmação de que todas as médias (tratamentos) são iguais, têm-se evidências de que as médias entre os níveis diferem significativamente (SPIEGEL, 2008).

Entretanto, para determinar quais são as médias que diferem entre si, podem ser aplicados testes de comparações múltiplas de médias, como teste F, teste T, teste de Scheffé, teste de Duncan, teste de *Tukey*, entre outros (OLIVEIRA, 2008).

No caso de comparações múltiplas entre amostras de tamanhos iguais, o procedimento mais eficiente e um dos mais utilizados é o teste de *Tukey*, que utiliza valores críticos da amplitude pelo método de *student* (COSTA NETO, 1977).

O teste de *Tukey* pode ser utilizado para comparar todo e qualquer contraste entre médias (duas a duas) de tratamentos. O teste é usado quando o número de repetições é o mesmo para todos os tratamentos.

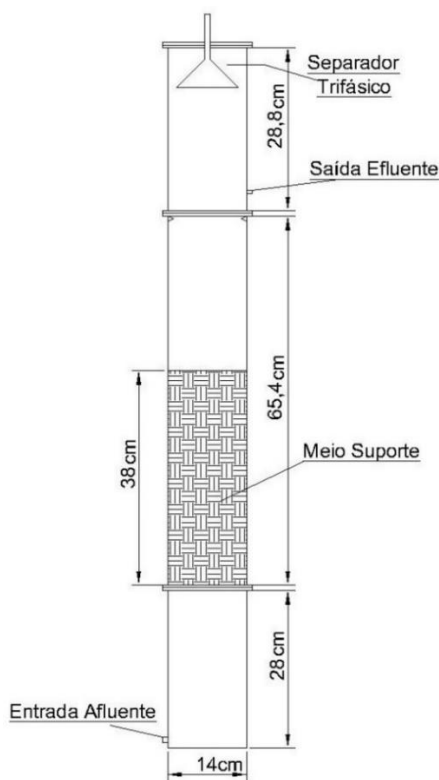
### 3 METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido no Núcleo de Pesquisa de Engenharia Ambiental (NUPEA) e no anexo externo do Laboratório de Saneamento, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Campo Mourão.

#### 3.1 Reator UAHB

O reator foi confeccionado pela empresa Oscartec Soluções em Equipamentos Ltda, na cidade de São Carlos, em São Paulo. O mesmo é constituído de uma coluna cilíndrica de Plexiglass®, com diâmetro interno de 0,14 m e altura de 1,22 m, possuindo volume total de 22 L e volume útil 17,7 L, após a inserção de meio suporte. O separador trifásico (gás-sólido-líquido) possui altura total de 0,25 m e diâmetro de 0,14 m e está acoplado à coluna cilíndrica à distância de 0,95 m da base do reator (Figura 4).

Figura 4 - Esquema do Reator UAHB (direita) em escala de bancada e foto do Reator UAHB (esquerda).



Fonte: Autoria própria (2019).

### 3.2 Esgoto sintético

Como as características qualitativas e quantitativas dos esgotos sanitários podem sofrer variações ao longo de um mesmo dia, o substrato utilizado para a alimentação do reator UAHB foi o esgoto sintético, para evitar grandes variações bruscas com relação à concentração de sólidos, DQO, alcalinidade, dentre outros parâmetros físico químicos, permitindo assim simular várias concentrações de esgotos desejadas para avaliar o comportamento do reator.

O esgoto sintético utilizado foi preparado a partir de proporções de concentrações adaptadas do trabalho de Torres (1992), no qual foram determinadas as concentrações de cada produto/reagente para que o esgoto atingisse os valores de DQO média de  $250 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $400 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  (Tabela 4).

**Tabela 4 - Proporções de concentrações de cada produto para o preparo do esgoto sintético do reator UAHB.**

Produtos/Reagentes	Quantidade para 1 L (g)			Porcentagem do Total (%)	
	Torres (1992)	DQO de 250 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	DQO de 400 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$		DQO de 850 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$
Extrato de Carne	0,323	0,0959	0,1425	0,4206	17,6
Amido Solúvel P.A ( $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$ ) <sub>n</sub>	0,013	0,00386	0,00565	0,01693	0,7
Farinha de Trigo	0,323	0,0959	0,1425	0,4206	17,6
Sacarose ( $\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ )	0,113	0,0335	0,00494	0,1471	6,2
Cloreto de Amônio P. A ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ )	0,097	0,0287	0,0427	0,1262	5,3
Óleo Vegetal	0,013	0,00386	0,00565	0,01693	0,7
Detergente	0,290	0,0861	0,1279	0,3776	15,8
Celulose Microcristalina U.S.P	0,048	0,0142	0,0211	0,06025	2,6
Cloreto de Sódio P.A ( $\text{NaCl}$ )	0,323	0,0959	0,1425	0,4206	17,6
Cloreto de Magnésio P.A ( $\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )	0,013	0,00386	0,00565	0,01693	0,7
Cloreto de Cálcio Anidro P.A ( $\text{CaCl}_2$ )	0,013	0,00386	0,00565	0,01693	0,7
Fosfato de Potássio Mono básico. P. A ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )	0,039	0,0115	0,0108	0,0507	2,1
Bicarbonato de Sódio P.A ( $\text{NaHCO}_3$ )	0,226	0,0671	0,0995	0,2943	12,3
<b>Total</b>	<b>1,834</b>	<b>0,54424</b>	<b>0,75704</b>	<b>2,38567</b>	<b>100</b>

Fonte: Adaptado de TORRES (1992).

O esgoto era armazenado em um recipiente com capacidade de 60 L, sendo conduzido para o reator por meio de uma bomba dosadora, marca Dosaq, modelo DLS CC SF.PYREX.

Para a caracterização dos esgotos sintéticos utilizados foram realizadas análises físico-químicas (Tabela 5).

**Tabela 5 - Metodologia empregada para análise dos parâmetros físico-químicos.**

Parâmetros	Método de Análise	Referência
Temperatura (°C)	pHmetro	-
pH	pHmetro	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade a Bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	Ripley et al. (1986)
Ácidos Voláteis (mgHAc.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	Dilallo e Albertson (1961)
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	Eaton et al. (2005)
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Respirométrico	Eaton et al. (2005)
N-amoniacal (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Turbidez (NTU)	Turbidímetro	-

Legenda: DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda Bioquímica de oxigênio.

Fonte: **Autoria própria (2019).**

### 3.3 Suporte para Imobilização da Biomassa

Como suporte para imobilização da biomassa foram utilizadas matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada (Figura 5).



**Figura 5 - Matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada utilizadas como meio suporte.**



**Fonte: Autoria própria (2019).**

As matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada são resíduos oriundos da fabricação de tapetes e chinelos que utilizam como matéria prima “Capacho Vinil”, e configura-se como um dispositivo para imobilização celular utilizado para adesão de biomassa devido as características desse material.

De acordo com Silva (2018), as matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada apresenta dimensões de com dimensões de 2,5 x 2,0 x 2,0 cm, 3,53 g de massa, 3,0 mL de volume, densidade de 1,18 g mL<sup>-1</sup> e porosidade de 70%.

O meio suporte foi inserido na parte central do reator, ocupando um volume 3,3 L, correspondendo a 15% do volume total.

### **3.4 Inoculação do reator**

A inoculação do reator anaeróbio híbrido foi realizada utilizando-se lodo proveniente da estação de tratamento de esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), localizada em Campo Mourão (PR).

Para realizar a inoculação do reator adicionou-se 3,5 L de lodo anaeróbio na parte inferior do reator, ocupando aproximadamente 20% do volume do reator. A fim de caracterizar o lodo de inóculo foram realizadas análises físico-químicas, no qual foram mensurados a quantidade de sólidos totais (mg.L<sup>-1</sup>), sólidos totais fixos (mg.L<sup>-1</sup>) e sólidos totais voláteis (mg.L<sup>-1</sup>), através do método gravimétrico.

### 3.5 Avaliação da estabilidade do reator UAHB

O reator UAHB teve a sua partida realizada no dia 25 de março de 2019 em regime de batelada com inoculação do lodo anaeróbio e enchimento com esgoto sintético por um período de aproximadamente sete dias, para que ocorresse a aclimação da biomassa no interior do reator. Após esse período foi iniciada a alimentação contínua do reator com efluente sintético

A estabilidade do reator foi monitorada três vezes por semana por meio do parâmetro da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pH, os quais foram analisadas no afluente e efluente.

### 3.6 Operação do reator

Para avaliação da influência da carga orgânica volumétrica e do tempo de detenção hidráulica no desempenho do reator foram realizadas nove tratamentos distintos (Tabela 6), totalizando nove perfis de amostragem temporal, com amostras coletadas durante 15h, para o efluente nos intervalos das 07:00 h, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h; e para o afluente somente nos horários das 07:00 h, 13:00 h, e 19:00 h. A sequência das condições operacionais do reator UAHB foi definida preponderantemente em função do TDH, começando do maior de 45 h até o TDH de 12 h.

**Tabela 6 – Tratamento realizados na operação do reator UAHB.**

<b>Tratamentos</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>DQO (mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>)</b>
I	45	250
II	45	400
III	45	850
IV	25	250
V	25	400
VI	25	850
VII	12	250
VIII	12	400
IX	12	850

Fonte: Autoria própria (2019).

Os valores de TDH utilizados para operação do reator foram escolhidos em função da bomba dosadora utilizada. Bombas dosadoras aspiram um determinado volume de líquido e o pressionam para a linha de dosagem através de pulsos. Porém a bomba utilizada não permitia a regulagem do ajuste do volume do pulso e do número de pulsos por unidade de tempo. Deste modo, a bomba foi utilizada nos três pulsos mais baixos, resultando nos valores de TDH já mencionados (45 h, 25 h e 12 h).

Os valores de DQO afluente foram escolhidos com a finalidade de analisar o funcionamento do reator operando com esgoto sintético simulando esgoto sanitário com concentrações fracas, médias e altas, segundo Metcalf e Eddy (2005).

Foi realizado um perfil de amostragem temporal por semana, a fim de permitir um intervalo de no mínimo 7 dias entre um tratamento e outro, para o reator UAHB entrar no estado de equilíbrio dinâmico aparente. Essa decisão visou a otimização do tempo de operação em cada tratamento e a diminuição de gastos com preparo do efluente sintético.

As amostras coletadas durante os perfis foram analisadas por meio de análises físico-químicas, na qual foram determinados os seguintes parâmetros:  $DBO_5^{20}$ , DQO, sólidos totais, sólidos suspensos totais, N-amoniaco, alcalinidade a bicarbonato, ácidos voláteis, turbidez, pH e temperatura, sendo que os dois últimos foram monitorados a cada 1 hora e 30 minutos (07:00 h, 08:30 h, 10:00 h, 11:30 h, 13:00 h, 14:30 h, 16:00 h, 17:30 h, 19:00 h, 20:30 h e 22:00 h).

Para avaliação da influência da carga orgânica volumétrica no desempenho do reator UAHB, foi comparado os tratamentos IV, V e VI, pois nesses tratamentos foi mantido o mesmo TDH de 25 h, mas foi variado a concentração de matéria orgânica afluente aplicada. O TDH de 25 horas escolhido foi por se tratar do valor intermediário dentre os três (45 h, 25 h e 12h), utilizado no decorrer do experimento. E para avaliação da Influência do tempo de detenção hidráulico no desempenho do reator UAHB, foi comparando os tratamentos II, V e VIII, pois nesses tratamentos foi mantido a concentração de matéria orgânica afluente aplicada em  $400 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  e variado o TDH. A concentração de matéria orgânica em termos de DQO (amostras brutas) de  $400 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , foi escolhida por ser a concentração de matéria orgânica média para esgotos sanitários segundo Metcalf e Eddy (2005). Os demais resultados dos perfis de amostragem temporais realizados, podem ser observados nos APÊNDICES A e B.

### 3.7 Análises dos dados

Para obtenção de uma análise mais precisa dos resultados que foram obtidos, foram determinados a eficiência de redução dos parâmetros DQO, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez, a partir da Equação 1, dos diferentes tratamentos realizados (Tabela 6), considerando seis repetições por tratamento, ou seja, as seis amostras coletadas no perfil de 15 horas (07:00 h, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h).

$$E (\%) = \left[ \frac{(X_i - X_F)}{X_i} \right] \times 100 \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

E = eficiência de remoção;

$X_i$  = concentração inicial do parâmetro;

$X_F$  = concentração final do parâmetro;

Primeiramente, foi realizado teste de Shapiro-Wilk, com nível de significância 5%, para verificar a normalidade dos dados. Para verificar a homogeneidade da variância dos tratamentos foi realizado análise visual dos dados. Como foram feitas repetições, também foi analisado a independência dos dados através de análise visual, para verificar se uma repetição não estava influenciando na outra.

Por meio do teste paramétrico ANOVA, através de um delineamento completamente casualizado (DIC), com nível de significância de 1%, foi verificado se há diferença estatística entre os dados. Após a realização do teste ANOVA, foi realizado o teste de *Tukey* com nível de significância de 1%, para verificar quais são as diferenças estatísticas entre os tratamentos. As análises foram desenvolvidas através do *software* R, versão 3.2.2.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões mencionados no capítulo 4, divididos em: Caracterização do Lodo de Inóculo, Avaliação da Estabilidade do Reator; Influência da Carga Orgânica Volumétrica no Desempenho do Reator; Influência do Tempo de Detenção Hidráulico no Desempenho do Reator e Análise Estatística.

### 4.1 Caracterização do Lodo de Inóculo

Na Tabela 7 são apresentadas as características físicas do lodo utilizado como inóculo no reator UAHB em termos de ST, STF e STV.

**Tabela 7 - Características físicas dos lodos de inóculo.**

	<b>N</b>	<b>Méd</b>	<b>Mín</b>	<b>Máx</b>	<b>DVP</b>	<b>CV (%)</b>
<b>ST (mg.L<sup>-1</sup>)</b>		31.150,67	30.552,00	31.940,00	713,37	43,67
<b>STF (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	3	6.361,33	5.444,00	6.980,00	810,39	7,85
<b>STV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>		24.789,33	23.572,00	26.496,00	1.522,18	16,29

**Legenda:** N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín - valores mínimos; Máx. - valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficientes de variação; ST - sólidos totais; STF - sólidos totais fixos; STV - sólidos totais voláteis.

**Fonte: A autoria própria (2019).**

Passig (2005), utilizando como inóculo o lodo floculento proveniente de reatores UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Flores – Rio Claro, SP, observou concentração de sólidos totais de 17.800 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que 62% correspondiam à fração volátil e 38% à fração fixa.

Godinho (2016), utilizando lodo anaeróbio floculento para inoculação do reator, proveniente de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF) que trata esgotos sanitários do município de Campo Mourão, PR, verificou concentração de sólidos totais de 55.714 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que 67% correspondiam à fração volátil e 33% à fração fixa.

A inoculação do reator teve como objetivo a aclimação da biomassa. Na Figura 6 pode ser observado a comparação entre o meio suporte limpo, e o meio suporte após o término da operação do reator no 112<sup>o</sup> dia. A coloração escura é o biofilme aderido.

**Figura 6 – Biofilme aderido ao meio suporte, após 112<sup>o</sup> dia de operação do reator.**



Fonte: Autoria própria (2019).

Pode-se dizer que essa biomassa aderida ao meio suporte contribuiu positivamente para a melhoria e aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica do reator UAHB, já que essa região do leito fixo do reator UASB funciona com uma zona de “polimento”, de degradação da matéria orgânica remanescente.

#### **4.2 Estabilidade Operacional do Reator**

Após 51 dias de operação, o reator começou a apresentar boa estabilidade operacional, com valores constantes, apresentando eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO maior que 80%.

Cabral (2000), operando com reator anaeróbio híbrido com afluente sintético, com carga orgânica afluente, medida como DQO, de aproximadamente 200 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, verificou que o reator atingiu a estabilidade após 31 dias de operação.

Bezerra Junior (2004), operando com reator anaeróbio híbrido com água residuária sintética utilizando TDH de 8 horas, verificou que o reator em estudo atingiu

a estabilidade após 26 dias de operação. Segundo o autor, a estabilidade operacional é alcançada quando ocorre a obtenção de valores aproximadamente constantes para as variáveis operacionais monitoradas.

A manutenção do pH do meio em valor próximo ao neutro, também pode ser considerado como indicativo de estabilidade do sistema. (BEZERRA JUNIOR, 2004; PASSIG, 2005).

### 4.3 Caracterização do Esgoto Sintético

As análises físico-químicas apresentadas nas Tabela 8, 9 e 10, são uma média geral dos efluentes utilizados durante a operação do reator UAHB, separados por cada carga orgânica média utilizada. As análises foram feitas durante o período compreendido entre 21/05/2019 e 20/07/2019, totalizando 60 dias de operação do reator UAHB.

**Tabela 8 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento.**

Parâmetro	N	DQO 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
		Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temperatura	99	21,37	18,60	24,00	1,46	0,07
pH	99	6,33	6,07	6,90	0,17	0,03
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	622,95	590,00	688,00	28,99	0,05
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	197,50	170,00	250,00	19,65	0,10
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	54	245,55	220,97	276,61	14,74	0,06
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	163,83	151,00	178,00	9,11	0,06
Turbidez (mg.L <sup>-1</sup> )	54	38,78	27,00	50,00	5,97	0,15
AB (mg.L <sup>-1</sup> )	54	76,87	52,74	102,40	14,29	0,19
AV (mg.L <sup>-1</sup> )	54	32,58	24,00	44,00	5,23	0,16
N-amoniaco	36	2,70	1,40	3,50	0,66	0,24

**Legenda:** N - número amostral; Méd. - valores médios, Min - valores mínimos; Máx. - valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos Suspensos Totais; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> - Demanda Bioquímica de oxigênio; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV - Ácidos Voláteis; N-amoniaco - Nitrogênio amoniaco.

**Fonte: Autoria própria (2019).**

**Tabela 9 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento.**

Parâmetro	N	DQO 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
		Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temperatura	99	20,26	13,80	25,70	3,27	0,16
pH	99	6,85	6,07	7,82	0,62	0,09
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	724,72	656,00	792,00	37,61	0,05
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	241,05	185,00	315,00	34,94	0,14
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	54	415,63	387,89	437,10	13,39	0,03
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	234,00	212,00	265,00	21,83	0,09
Turbidez (mg.L <sup>-1</sup> )	54	44,50	38,00	50,00	3,19	0,07
AB (mg.L <sup>-1</sup> )	54	135,26	121,26	155,86	11,08	0,08
AV (mg.L <sup>-1</sup> )	54	34,78	24,00	48,00	7,26	0,21
N-amoniacal	36	6,69	5,60	7,70	0,62	0,09

**Legenda:** N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín - valores mínimos; Máx. - valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos Suspensos Totais; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> - Demanda Bioquímica de oxigênio; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV - Ácidos Voláteis; N-amoniacal - Nitrogênio amoniacal.

**Fonte:** Autoria própria (2019).

**Tabela 10 - Caracterização físico-química do esgoto sintético com DQO afluente de 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> utilizado para a alimentação do reator UAHB durante o experimento.**

Parâmetro	N	DQO 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
		Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temperatura	99	19,09	16,30	22,10	1,67	0,09
pH	99	6,53	5,80	7,73	0,60	0,09
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	1728,89	1456,00	1968,00	130,58	0,08
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	54	502,50	390,00	590,00	57,63	0,11
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	54	862,82	845,82	886,48	12,27	0,01
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	735,50	705,00	770,00	25,80	0,04
Turbidez (mg.L <sup>-1</sup> )	54	95,44	70,00	144,00	19,41	0,20
AB (mg.L <sup>-1</sup> )	54	147,67	77,70	237,28	47,51	0,32
AV (mg.L <sup>-1</sup> )	54	123,61	108,00	168,00	15,92	0,13
N-amoniacal	36	17,33	12,60	21,00	2,09	0,12

**Legenda:** N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín - valores mínimos; Máx. - valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos Suspensos Totais; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> - Demanda Bioquímica de oxigênio; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV - Ácidos Voláteis; N-amoniacal - Nitrogênio amoniacal.

**Fonte:** Autoria própria (2019).

Na tabela 8, pode-se observar que o valor médio de DQO foi de 245,55 ± 14,74 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e da DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> foi de 163,83 ± 9,11 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, havendo uma relação entre as médias de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e DQO de 0,66, mostrando que o efluente é facilmente



biodegradável, com indicação de tratamento biológico, conforme exposto por Metcalf e Eddy (2005). O mesmo ocorre com as características do esgoto sintético apresentado na Tabela 10, em que o valor médio de DQO foi de  $862,82 \pm 12,27 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e da  $\text{DBO}_5^{20}$  foi de  $735,50 \pm 25,80 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , havendo uma relação entre as médias de  $\text{DBO}_5^{20}$  e DQO de 0,85, mostrando que o efluente é facilmente biodegradável, com indicação de tratamento biológico.

Na Tabela 9, pode-se observar que o valor médio de DQO foi de  $415,63 \pm 13,39 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e da  $\text{DBO}_5^{20}$  foi de  $243,00 \pm 21,83 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , havendo uma relação entre as médias de  $\text{DBO}_5^{20}$  e DQO de 0,53, valores este, de acordo com Passig (2005), preconizados para o esgoto sanitário.

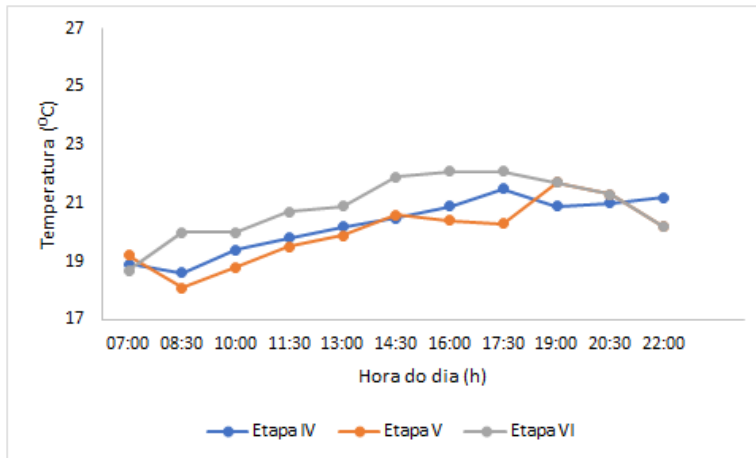
Segundo a classificação proposta por Metcalf e Eddy (2005), os valores médios de DQO,  $\text{DBO}_5^{20}$ , ST e SST do esgoto bruto apresentados na Tabela 8, 9 e 10, caracterizam o esgoto sintético utilizado como concentração fraca, média e forte, respectivamente.

#### **4.4 Influência da Carga Orgânica Volumétrica no Desempenho do Reator**

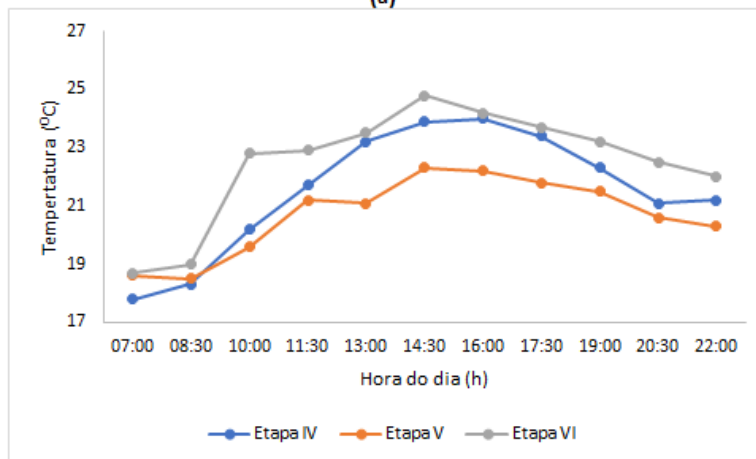
Para se avaliar a influência da carga orgânica volumétrica no desempenho do reator UAHB foram comparadas três tratamentos distintos de operação (tratamento IV, tratamento V e tratamento VI), conforme descritos na Tabela 6, com vazão afluente média de  $0,7080 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ , TDH médio de 25 h e velocidade ascensional média de  $0,0489 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ . No tratamento IV o reator foi alimentado com  $250 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , no tratamento V com  $400 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e no tratamento VI com  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .

A variação de temperatura média ao longo do dia, para os três tratamentos de operação, levando em consideração o afluente e efluente, atingiu uma amplitude térmica de  $6^\circ\text{C}$  (Figura 7).

**Figura 7 - Perfil temporal médio de 15 h para a temperatura do afluente (a) e efluente (b) do reator UAHB operado nos tratamentos distintos.**



(a)



(b)

Fonte: Autoria Própria (2019).

A variação média de temperatura para os tratamentos, tanto para o afluente, quanto para o efluente, ficaram próximas umas das outras. Foi observado uma amplitude de  $2,48^{\circ}\text{C}$  quando comparado o afluente e o efluente, se tratando do mesmo tratamento.

No tratamento IV de operação do reator a média de temperatura do líquido para o afluente foi de  $20,26 \pm 0,97^{\circ}\text{C}$  e para o efluente de  $21,55 \pm 2,12^{\circ}\text{C}$ . No tratamento V, a média de temperatura para o afluente e efluente, foi de  $20,00 \pm 1,06^{\circ}\text{C}$  e  $20,70 \pm 1,33^{\circ}\text{C}$ , respectivamente. Para o tratamento VI, os valores de temperatura média foram de  $20,87 \pm 1,08^{\circ}\text{C}$  para afluente e  $22,48 \pm 1,96^{\circ}\text{C}$  para o efluente.

A temperatura média para os três tratamentos ficaram entre  $22,48^{\circ}\text{C}$  e  $20,00^{\circ}\text{C}$ . Sendo assim, os três tratamentos obedecem às condições e padrões de lançamento de efluentes, conforme Resolução CONAMA 430/2011, que estabelece que os

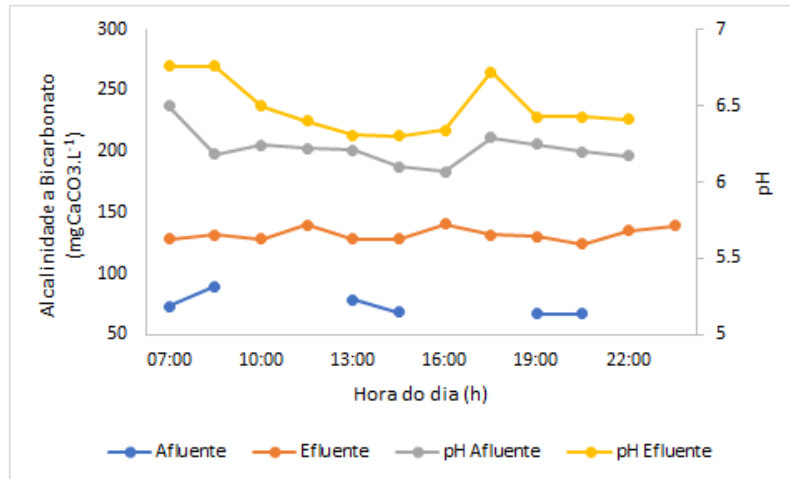
efluentes somente podem ser lançados diretamente no corpo receptor com temperaturas inferiores a 40°C.

Segundo Gerardi (2006) a temperatura é considerada um fator limitante, uma vez que, temperaturas inferiores a 20°C podem afetar negativamente os sistemas anaeróbios e aeróbios. Campos et al. (1999) afirma que a faixa ótima de temperatura para a atividade microbiana é de aproximadamente 30 °C, e não deve ser inferior que 20 °C para não limitar o desempenho bacteriano.

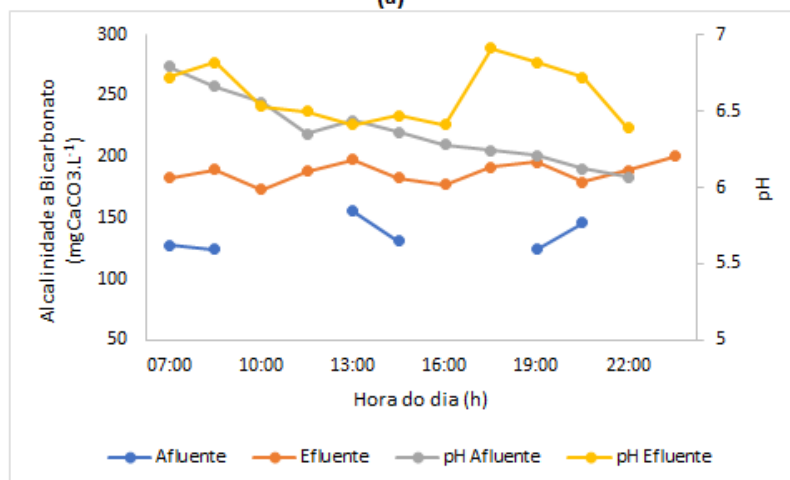
Elmitwalli et al. (2002) operando um reator anaeróbio híbrido obteve eficiência média de remoção para DQO bruta e filtrada, de 34% e 53%, respectivamente, em temperaturas abaixo dos 13°C.

Foram determinadas a variação média do pH e da alcalinidade a bicarbonato, tanto no afluente, como efluente do reator UAHB ao longo do dia, dos três tratamentos distintos (Figura 8).

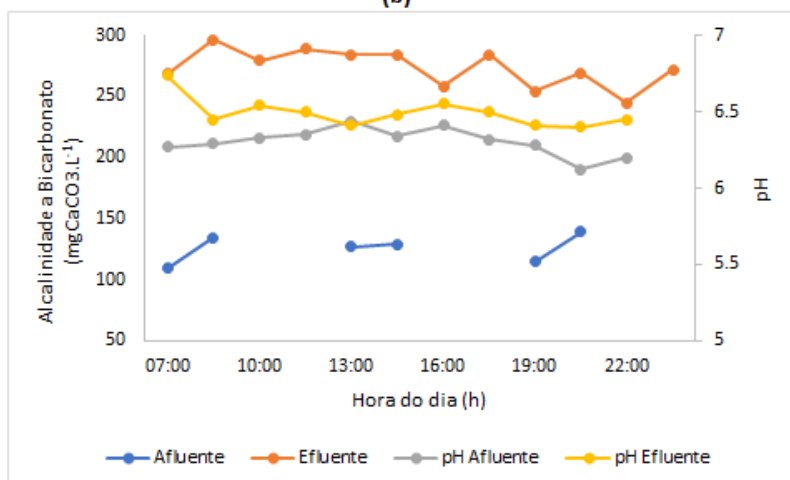
**Figura 8 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da alcalinidade a bicarbonato do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

A média do pH para o tratamento IV foi de  $6,22 \pm 0,11$  para o afluente e  $6,49 \pm 0,18$  para o efluente. Para o tratamento V, os valores de pH foram de  $6,37 \pm 0,22$  e  $6,61 \pm 0,19$ , para o afluente e efluente, respectivamente. No tratamento VI, o valor médio de pH foi de  $6,30 \pm 0,09$  para o afluente e  $6,49 \pm 0,10$  para o efluente. A média dos valores de pH se mantiveram entre 6 e 7. Segundo Campos et al. (2006), normalmente os microrganismos têm o seu pH ótimo próximo a neutralidade, com o nível ideal entre 6,5 e 7,5.

Gaudencio (2016), operando com reator anaeróbio híbrido, com esgoto sanitário, observou valores de pH de 6,8 a 7,8 no afluente e de 6,8 a 7,7 no efluente.

No tratamento IV, a alcalinidade a bicarbonato para o afluente foi de  $74,08 \pm 8,76 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , e para o efluente de  $132,05 \pm 5,44 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . No tratamento V, a alcalinidade a bicarbonato foi de  $134,88 \pm 12,99 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $187,36 \pm 8,48 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , para o afluente e efluente, respectivamente. No tratamento VI, a alcalinidade a bicarbonato foi de  $125,62 \pm 11,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o afluente e de  $273,84 \pm 15,44 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o efluente.

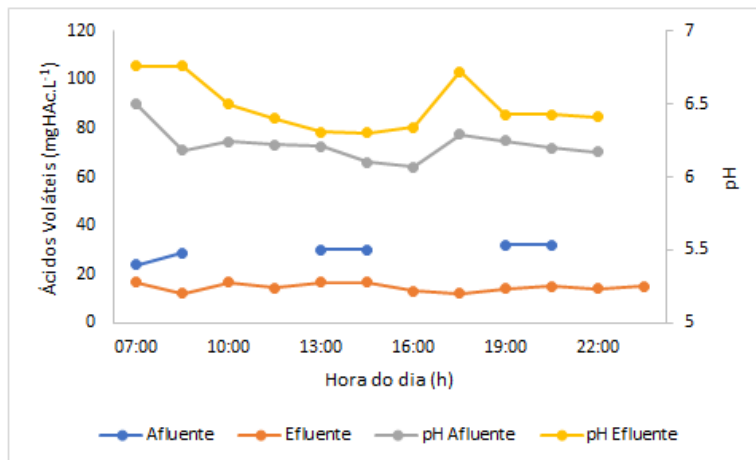
Como é possível observar, houve um aumento da alcalinidade no efluente, quando comparado ao afluente. Segundo Godinho (2016), este é um indicativo de equilíbrio bioquímico entre as arqueias metanogênicas e as bactérias acidogênicas/acetogênicas do processo anaeróbio.

Cavalcanti (2005) com um reator anaeróbio híbrido operado no TDH de 8 h observou valores de  $407 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o afluente e de  $416 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o efluente.

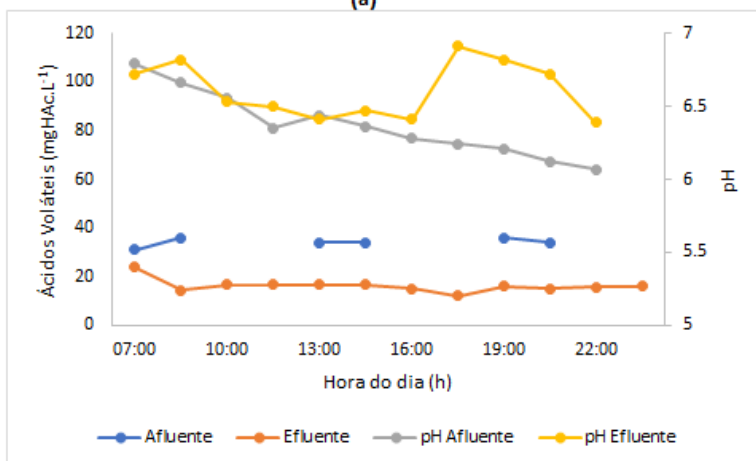
Gaudencio (2016) operando um reator anaeróbio híbrido com volume útil de 2.495.000 L, para tratamento de esgoto sanitário, como já mencionado, observou valores médios de alcalinidade a bicarbonato de  $130 \pm 12 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o afluente e  $149 \pm 13 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para o efluente.

É possível observar a variação média em ácidos voláteis, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintas (Figura 9).

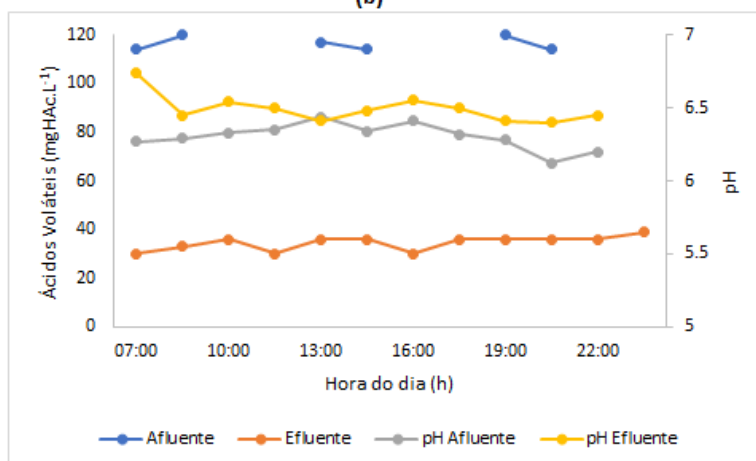
**Figura 9 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos ácidos voláteis do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

No tratamento IV, as concentrações médias de ácidos voláteis foram de  $29,47 \pm 2,96$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o afluente e  $14,72 \pm 1,82$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o efluente. No

tratamento V, as concentrações médias de ácidos voláteis foram de  $34,20 \pm 1,77$  mgHAc.L<sup>-1</sup> e  $16,28 \pm 2,80$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o afluente e efluente, respectivamente.

No tratamento VI, foram encontrados valores médios de ácidos voláteis de  $116,50 \pm 2,95$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o afluente e  $34,50 \pm 3,00$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o efluente.

Os fatores pH, ácidos voláteis e alcalinidade estão diretamente relacionados entre si. Estes fatores interferem na atividade enzimática, condição de solubilidade de compostos, tamponamento do meio e influenciam diretamente no metabolismo dos microrganismos que compõem a biomassa (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

A diminuição dos ácidos voláteis, acompanhado por aumento da alcalinidade a bicarbonato no efluente do reator, se comparado ao afluente, indica a capacidade de tamponar o meio e equilíbrio dinâmico aparente nos três tratamentos de operação.

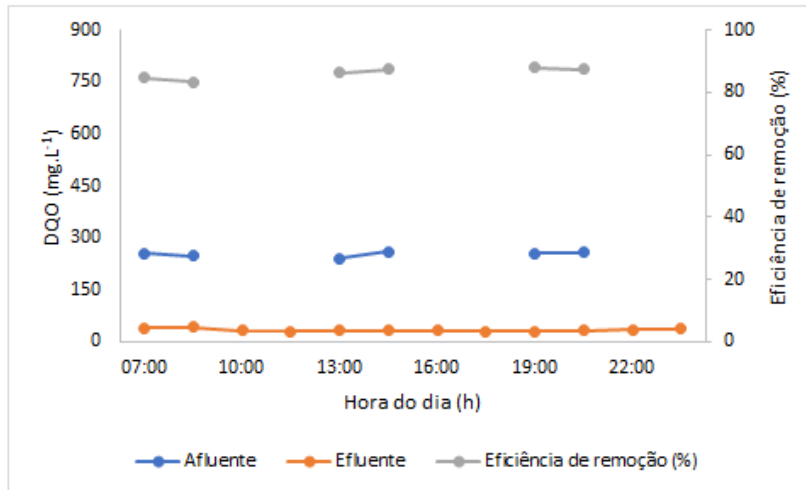
Ripley et al. (1986), recomenda uma relação AV/AB (ácidos voláteis/alcalinidade a bicarbonato) menor que 0,3, para que o reator de digestão anaeróbia tenha capacidade de tamponamento e assim uma melhor eficiência na degradação da matéria orgânica. A relação se manteve menor que 0,3 para os três tratamentos, sendo mais um indicativo da capacidade de tamponamento do sistema.

Araujo (2014) operando um reator anaeróbio híbrido com volume útil de 12.500 L, com TDH de 8,8 h, observou valores de concentrações de ácidos voláteis de  $109 \pm 22$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o afluente e  $43 \pm 12$  mgHAc.L<sup>-1</sup> para o efluente.

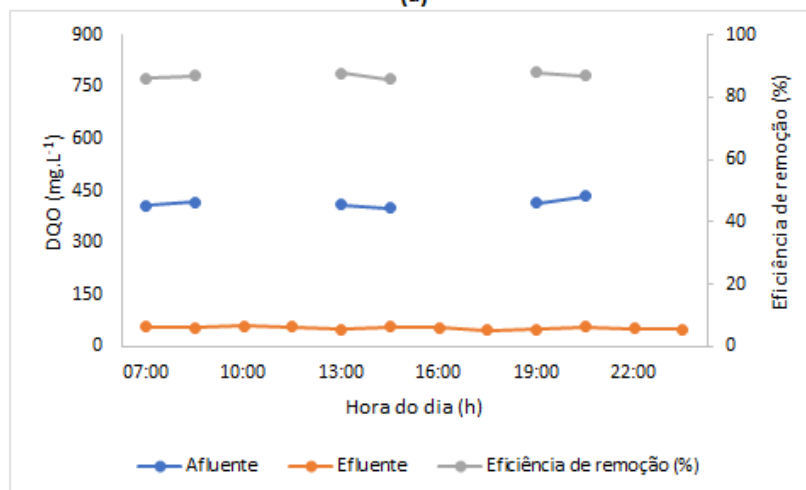
Waewsak, Nopharatana e Chaiprasert (2010), operando um reator anaeróbio híbrido com TDH variando de 80,4 horas a 124,32 horas, obteve concentração de ácidos voláteis entre 650 a 900 mgHAc.L<sup>-1</sup>, com uma relação AV/AB menor que 0,4.

É possível observar a variação da DQO, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 10).

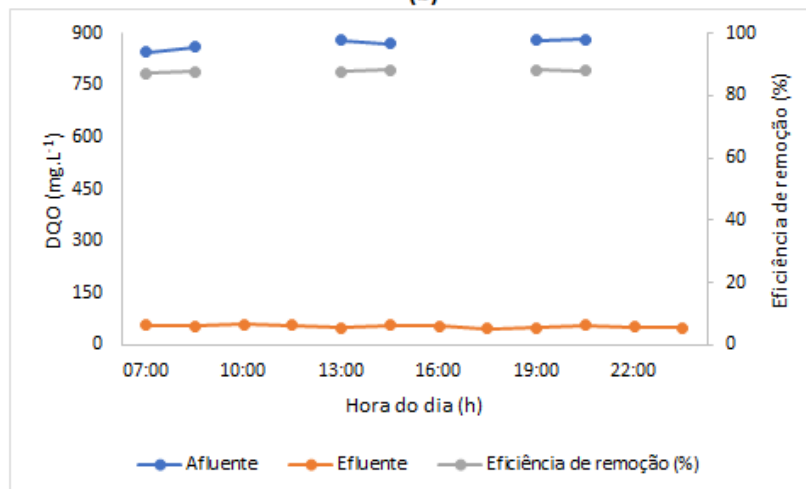
Figura 10 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da DQO no UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).



As eficiências de remoção em DQO foram em média de  $86,21 \pm 1,79\%$  para o tratamento VI,  $86,98 \pm 0,96\%$  para o tratamento V e  $87,83 \pm 0,44\%$  para o tratamento VI.

Segundo Godinho (2016), é possível afirmar que o reator UAHB é capaz de suportar sobrecargas hidráulicas e orgânicas horárias (de até  $\pm 30\%$ ) de forma satisfatória, sendo essa característica positiva do reator UAHB uma das premissas para implantação do mesmo em uma escala maior (piloto ou até mesmo municipal).

Gaudencio (2016), na operação de um reator com TDH de 5,8 horas, obteve eficiência média de  $60 \pm 9\%$  em termos de DQO.

Waewsak, Nopharatana e Chaiprasert (2010), com TDH variando de 80,4 horas a 124,32 horas, obteve eficiências médias de DQO entre 85% e 90%.

Gonçalves (2012), operando com reator anaeróbio híbrido, variando a carga orgânica afluyente em termos de DQO, obteve eficiências médias de remoção de  $43 \pm 15\%$ ,  $72 \pm 7\%$  e  $73 \pm 6\%$ , para DQO afluyente de  $3444 \pm 1534 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ ,  $2579 \pm 1172 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$  e  $2618 \pm 1066 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ , respectivamente.

Em relação à demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5^{20}$ ), no tratamento IV para o afluyente foi de  $163,50 \pm 4,95 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e para o efluente foi de  $81,00 \pm 1,41 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ , com eficiência de remoção média de  $50,42 \pm 2,37\%$ . No tratamento V foi de  $225,00 \pm 7,07 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e de  $96,50 \pm 2,12 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ , para o afluyente e efluente, respectivamente, com eficiência de remoção média de  $57,10 \pm 0,41\%$ . No tratamento VI para o afluyente foi de  $740,00 \pm 14,14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e para o efluente foi de  $260,00 \pm 14,14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ , com eficiência de remoção média de  $64,84 \pm 2,58\%$ .

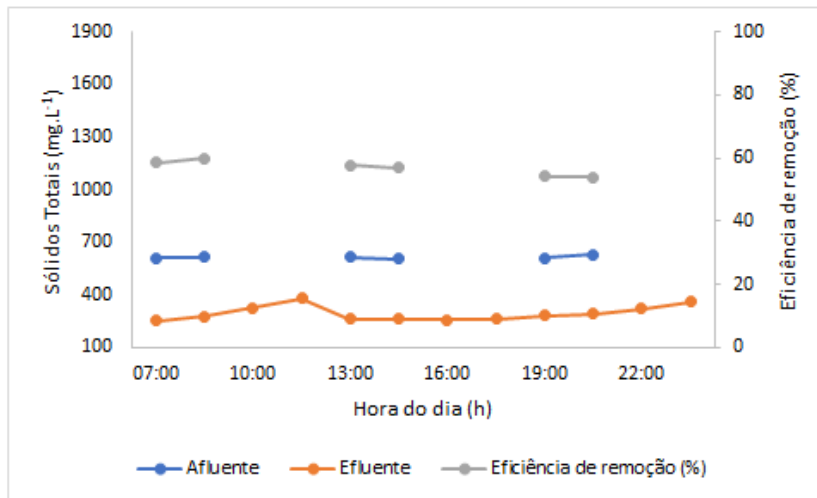
Somente o efluente do tratamentos VI atende a eficiência mínima de remoção de 60% como estabelece a Resolução CONAMA 430/2011 para as condições e padrões de lançamentos de efluentes.

Godinho (2016), operando com TDH de 8 horas, observou valores médios de eficiência para  $\text{DBO}_5^{20}$  variando de 83% a 89%.

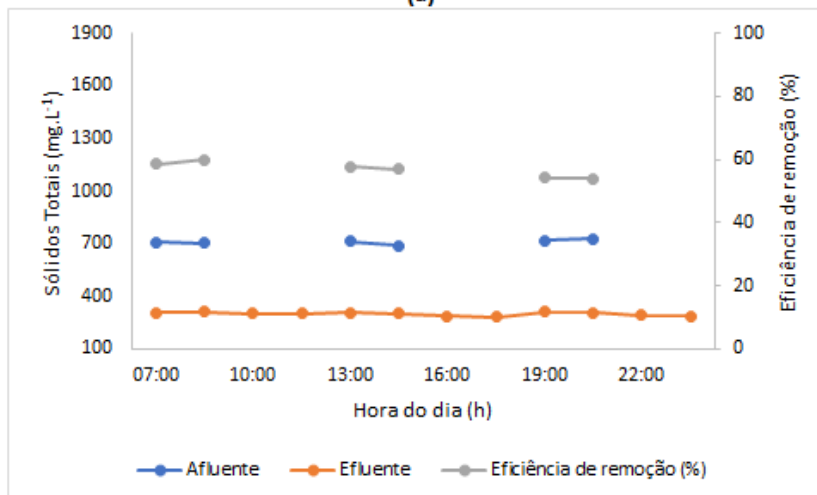
Lima (2013), operando com TDH de 8 horas, observou uma eficiência global para  $\text{DBO}_5^{20}$  de 68%.

É possível observar a variação de sólidos totais, tanto no afluyente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 11).

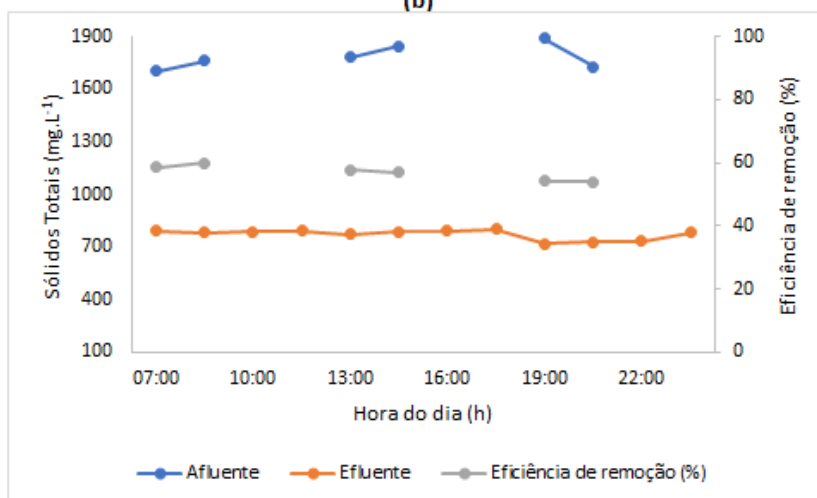
**Figura 11 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos totais do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

As eficiências médias de remoção em sólidos totais foram de  $56,90 \pm 2,37\%$  para o tratamento IV,  $56,99 \pm 0,73\%$  para o tratamento V e  $57,18 \pm 2,74\%$  para o tratamento VI.

Gonçalves (2012), operando com DQO afluente de  $3444 \pm 1534 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ ,  $2579 \pm 1172 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$  e  $2618 \pm 1066 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ , obteve eficiências médias de remoção de sólidos totais de  $53 \pm 15\%$ ,  $60 \pm 16\%$  e  $58 \pm 8\%$ , respectivamente.

Godinho (2016) operando com TDH de 8 horas, obteve eficiência de remoção em sólidos totais variando de 58 a 65%.

É possível observar a variação de sólidos suspensos totais, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 12).

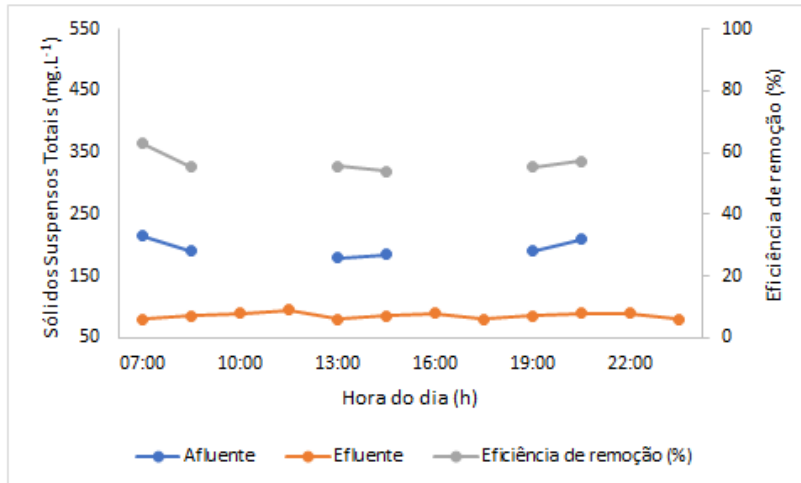
As eficiências de remoção em sólidos suspensos totais foram em média  $56,68 \pm 3,15\%$  para o tratamento IV,  $65,04 \pm 3,08\%$  para o tratamento V e  $65,21 \pm 4,63\%$  para o tratamento VI.

Gonçalves (2012), operando com DQO afluente de  $3444 \pm 1534 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ ,  $2579 \pm 1172 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$  e  $2618 \pm 1066 \text{ mg.O}_2\text{L}^{-1}$ , obteve eficiências médias de remoção de sólidos suspensos totais de  $20 \pm 27\%$ ,  $56 \pm 21\%$  e  $53 \pm 17\%$ , respectivamente.

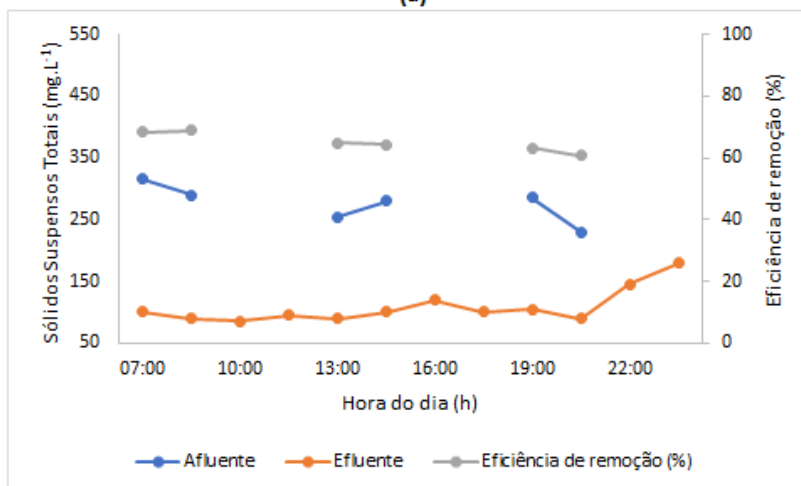
Araujo (2014), observou eficiências de remoção de sólidos suspensos totais de  $63 \pm 14\%$ , operando um reator anaeróbio híbrido com TDH de 3,9 horas.

Gaudencio (2016), operando com TDH médio de 5,8 horas, obteve eficiência de remoção de sólidos suspensos totais de  $73 \pm 11\%$ .

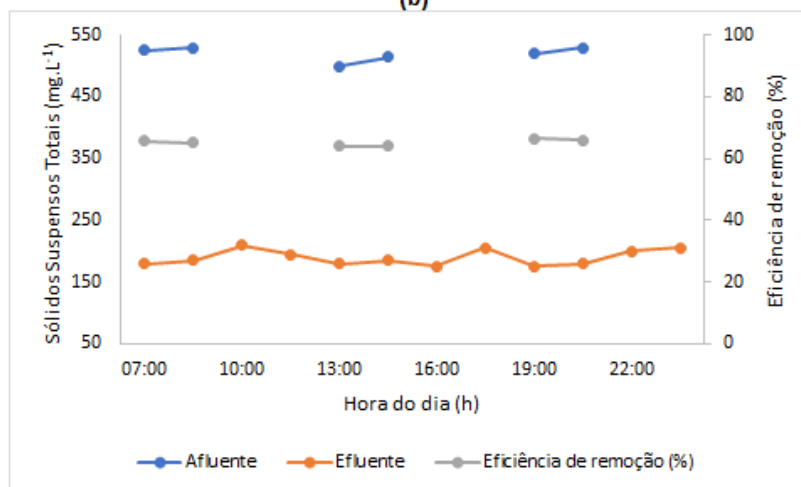
Figura 12 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos suspensos totais do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

É possível observar a variação de turbidez, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 13).

A eficiência média de remoção de turbidez para o tratamento IV foi  $61,98 \pm 5,24\%$ ,  $61,12 \pm 2,40\%$  para o tratamento V e  $81,12 \pm 0,42\%$  para o tratamento VI.

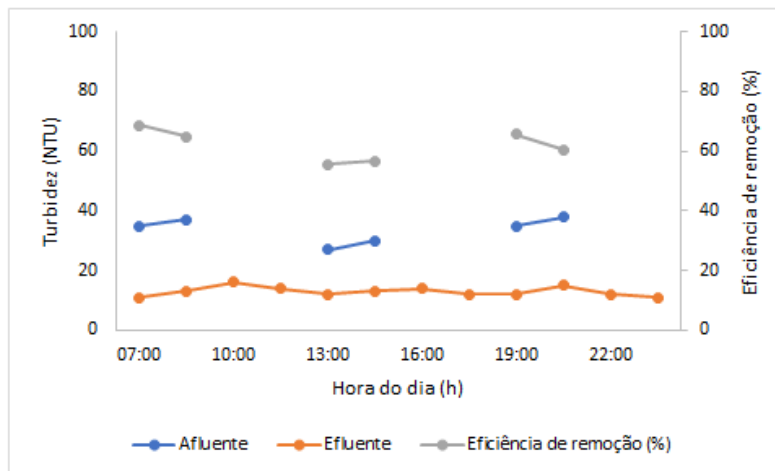
Godinho (2016), com DQO afluente de  $1250 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , operando com TDH de 8 horas, adquiriu eficiência média de remoção de turbidez de  $80 \pm 2\%$ .

As concentrações médias de N-amoniaco para o tratamento VI foram de  $2,98 \pm 0,35\%$  e  $11,52 \pm 0,92\%$  para o afluente e efluente, respectivamente. Para o tratamento V, as concentrações de médias de N-amoniaco foram de  $6,44 \pm 0,64\%$  para o afluente e  $11,90 \pm 0,57\%$  para o efluente. No tratamento VI, os valores médios encontrados de N-amoniaco foram de  $17,33 \pm 0,67\%$  e  $32,90 \pm 1,81\%$  para o afluente e efluente, respectivamente.

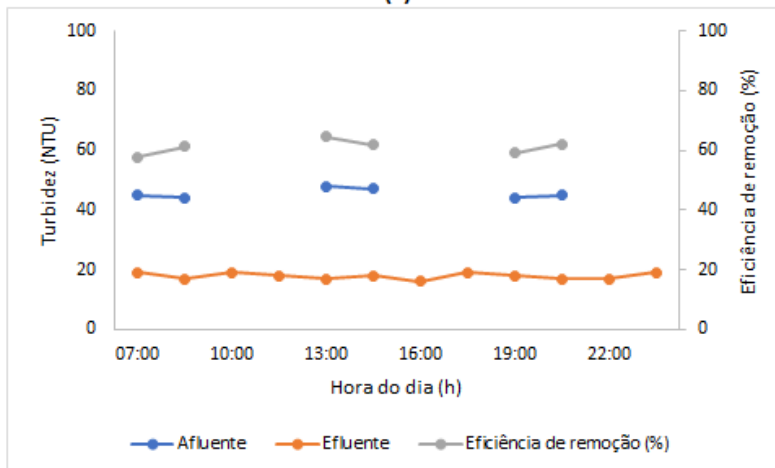
É possível perceber que ocorreu a produção de N-amoniaco nos três tratamentos de operação. Segundo Metcalf e Eddy (2005), esse é um resultado esperado, pois em reatores biológicos anaeróbios ocorre a conversão biológica do nitrogênio orgânico (amonificação), presente na matéria orgânica do esgoto, como proteínas, aminoácidos e ureia em nitrogênio amoniacal.

Godinho (2016), operando com TDH de 8 horas observou concentrações médias de N-amoniaco para o afluente e efluente de  $45 \pm 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $60 \pm 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente.

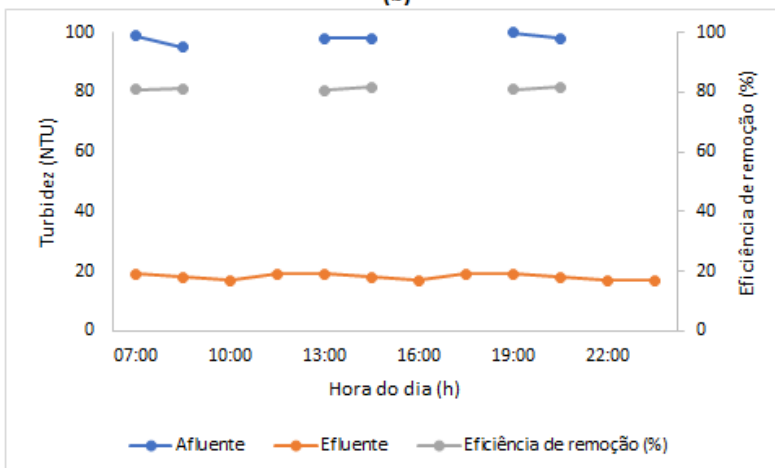
**Figura 13 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da turbidez do reator UAHB operado com TDH de 25 h a) Afluente com 250 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; b) Afluente com 400 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; c) Afluente com 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

Na Tabela 11 é apresentado um resumo das três condições discutidas anteriormente

Tabela 11 - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica.

Parâmetro	Ponto de coleta	N	(Tratamento IV) 25 h - 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento V) 25 h - 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento VI) 25 h - 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
			Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temp. líquido	A	11	20,26	18,60	21,50	0,97	4,79	20,00	18,10	21,70	1,06	5,29	20,87	18,70	22,10	1,08	5,17
	E	11	21,55	17,80	24,00	2,12	9,84	20,70	18,50	22,30	1,33	6,43	22,48	18,70	24,80	1,96	8,70
pH	A	11	6,22	6,07	6,50	0,11	1,81	6,37	6,07	6,79	0,22	3,53	6,30	6,12	6,44	0,09	1,42
	E	11	6,49	6,30	6,76	0,18	2,72	6,61	6,39	6,91	0,19	2,91	6,49	6,40	6,74	0,10	1,48
ST (mg.L-1)	A	6	626,33	604,00	688,00	31,51	5,03	711,17	690,00	730,00	13,57	1,91	1785,33	1704,00	1888,00	69,77	3,91
	E	12	293,50	252,00	380,00	42,94	14,63	297,92	280,00	310,00	10,33	3,47	771,58	720,00	800,00	27,73	3,59
Eficiência de remoção (%)		6	56,90	53,97	59,88	2,37	4,16	56,99	56,03	58,22	0,73	1,29	57,18	53,64	61,86	2,74	4,80
SST (mg.L-1)	A	6	195,00	180,00	215,00	14,14	7,25	275,83	230,00	315,00	29,57	10,72	520,00	500,00	530,00	11,40	2,19
	E	12	85,83	80,00	95,00	5,15	6,00	108,33	85,00	180,00	27,91	25,76	189,58	175,00	210,00	12,70	6,70
Eficiência de remoção (%)		6	56,68	54,05	62,79	3,15	5,56	65,04	60,87	68,97	3,08	4,73	65,21	64,00	66,35	4,63	7,10
DQO (mg.L-1)	A	6	252,72	240,23	259,49	7,09	2,80	412,85	398,59	432,82	11,46	2,78	869,72	845,82	882,20	14,29	1,64
	E	12	33,91	30,52	41,22	3,47	10,23	53,35	47,64	58,34	3,45	6,48	105,95	101,14	109,70	2,90	2,74
Eficiência de remoção (%)		6	86,21	83,43	88,04	1,79	2,08	86,98	85,90	87,96	0,83	0,96	87,83	87,03	88,26	0,44	0,50
DBO (mg.L-1)	A	2	163,50	160,00	167,00	4,95	3,03	225,00	220,00	230,00	7,07	3,14	740,00	730,00	750,00	14,14	1,91
	E	2	81,00	80,00	82,00	1,41	1,75	96,50	95,00	98,00	2,12	2,20	260,00	250,00	270,00	14,14	5,44
Eficiência de remoção (%)		2	50,42	48,75	52,10	2,37	4,69	57,10	56,82	57,39	0,41	0,71	64,84	63,01	66,67	2,58	3,98
Turbidez (UNT)	A	6	33,67	27,00	38,00	4,27	12,69	45,43	44,00	48,00	1,51	3,33	98,00	95,00	100,00	1,67	1,71
	E	12	12,92	11,00	16,00	1,56	12,11	17,83	16,00	19,00	1,03	5,77	18,08	17,00	19,00	0,90	4,98
Eficiência de remoção (%)		6	61,98	55,56	68,57	5,24	8,46	61,12	57,78	64,58	2,40	3,93	81,12	80,61	81,63	0,42	0,52
AB (mg.L-1)	A	6	74,08	67,28	89,55	8,76	11,82	134,88	124,44	155,86	12,99	9,63	125,62	109,06	139,06	11,57	9,21
	E	12	132,05	124,35	140,77	5,44	4,12	187,36	173,07	200,64	8,48	4,53	273,84	244,44	296,57	15,44	5,64
AV (mg.L-1)	A	6	29,47	24,00	32,00	2,96	10,04	34,20	31,20	36,00	1,77	5,16	116,50	114,00	120,00	2,95	2,53
	E	12	14,72	12,00	16,80	1,82	12,35	16,28	12,00	24,00	2,80	17,19	34,50	30,00	39,00	3,00	8,70
Relação AV/AB	E	12	0,11	0,09	0,13	0,02	14,71	0,09	0,06	0,13	0,02	18,65	0,13	0,10	0,15	0,01	10,84
N-amoniaco (mg.L-1)	A	4	2,98	2,80	3,50	0,35	11,76	6,44	5,60	7,00	0,64	9,88	17,33	16,80	18,20	0,67	3,87
	E	4	11,52	10,50	12,60	0,92	8,03	11,90	11,20	12,60	0,57	4,80	32,90	30,80	35,00	1,81	5,49

Legenda: A – Afluente; E – Efluente; N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín – valores mínimos; Máx. – valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; AB – Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; ST – Sólidos totais; SST – Sólidos Suspensos Totais; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-amoniaco – Nitrogênio amoniaco.

Fonte: Autoria própria (2019).

#### 4.5 Influência do Tempo de Detenção Hidráulica no Desempenho do Reator

Para se avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica no desempenho do reator UAHB foram comparados três tratamentos distintos de operação (tratamento II, tratamento V e tratamento VIII), conforme descritas na Tabela 6, com concentração de carga orgânica afluyente média em termos de DQO de  $400 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Foram considerados os três TDH (45 h, 25 h e 12 h), conforme os valores médios descritos na Tabela 12.

**Tabela 12 - Resumo dos parâmetros operacionais para cada tratamento em questão.**

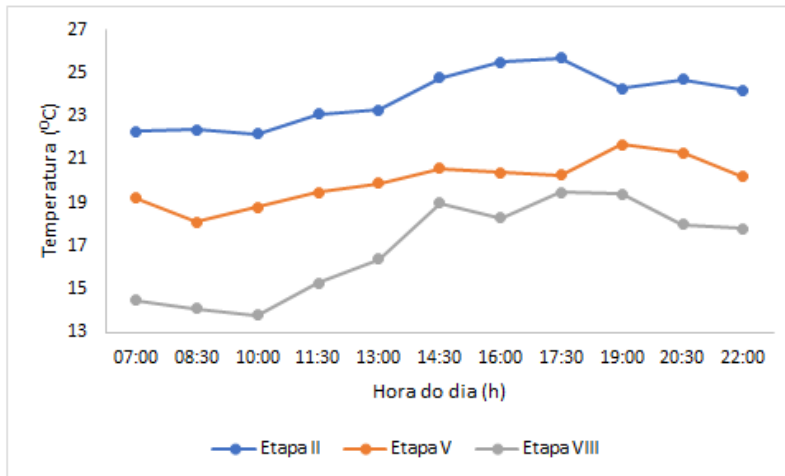
Tratamento	TDH (h)	Velocidade	Vazão
		Ascensional ( $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ )	Afluyente ( $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ )
II	45	0,0272	0,3933
V	25	0,0489	0,7080
VIII	12	0,1018	1,4750

**Fonte: Autoria própria (2019).**

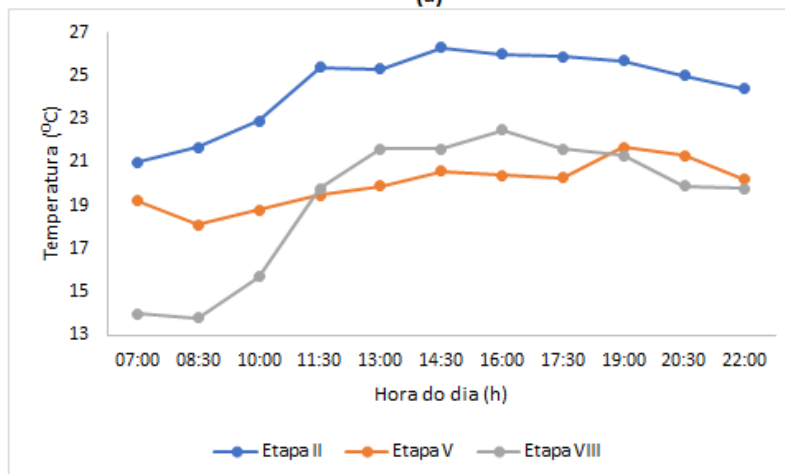
A variação média de temperatura do líquido do reator UAHB ao longo do dia dos três tratamentos distintos apresentaram amplitudes térmicas menores que  $4^{\circ}\text{C}$ , quando consideradas as temperaturas médias para cada tratamento (Figura 14).



**Figura 14 - Perfil temporal médio de 15 h para a temperatura do afluente (a) e efluente (b) do reator UAHB operado nos três tratamentos distintos.**



(a)



(b)

Fonte: Autoria própria (2019).

No tratamento II, a temperatura média do líquido para o afluente foi  $23,86 \pm 1,27^{\circ}\text{C}$  e  $24,51 \pm 1,82^{\circ}\text{C}$  para o efluente. Para o tratamento V as temperaturas médias foram  $20 \pm 1,06^{\circ}\text{C}$  e  $20,7 \pm 1,33^{\circ}\text{C}$  para o afluente e efluente, respectivamente. As menores temperaturas foram registradas para o tratamento VIII, no qual o afluente apresentou temperaturas médias de  $16,92 \pm 2,18^{\circ}\text{C}$  para o afluente e  $19,24 \pm 3,20^{\circ}\text{C}$  para o efluente.

Os três tratamentos de operação obedecem às condições e padrões de lançamento de efluentes, conforme Resolução CONAMA 430/2011.

Os tratamentos II e V mantiveram-se na faixa de temperatura recomendada por Campos et al. (1999). Embora o tratamento VIII não esteja na faixa de temperatura recomendada, houve um desvio padrão de  $3,20^{\circ}\text{C}$  para o efluente durante as 15 horas

de ensaio. De acordo com Parkin e Owen (1986), é mais importante impedir a ocorrência de variações bruscas de temperatura do que operar na faixa considerada ótima, uma vez que estas oscilações afetam a população microbológica presente no reator.

Na Figura 15 é possível observar a variação média do pH e da alcalinidade a bicarbonato, tanto no afluente, como efluente do reator UAHB ao longo do dia dos três tratamentos distintos.

O pH médio para o tratamento II foi  $6,50 \pm 0,18$  para o afluente e  $6,87 \pm 0,22$  para o efluente. Para o tratamento V, os valores médios de pH foram de  $6,37 \pm 0,22$  e  $6,61 \pm 0,19$  para o afluente e efluente, respectivamente. Para o tratamento VIII, o valor médio do pH para o afluente foi de  $7,68 \pm 0,09$  e  $7,03 \pm 0,20$  para o efluente.

No geral, os três tratamentos de operação mantiveram o valor de pH médio no nível ideal, conforme recomendado por Campos et al. (2006), ficando apenas o tratamento VIII fora do intervalo de 6,5 a 7,5.

Em todos os tratamentos o pH médio obedeceu às condições e padrões de lançamento de efluentes, de acordo com a resolução 430/2011.

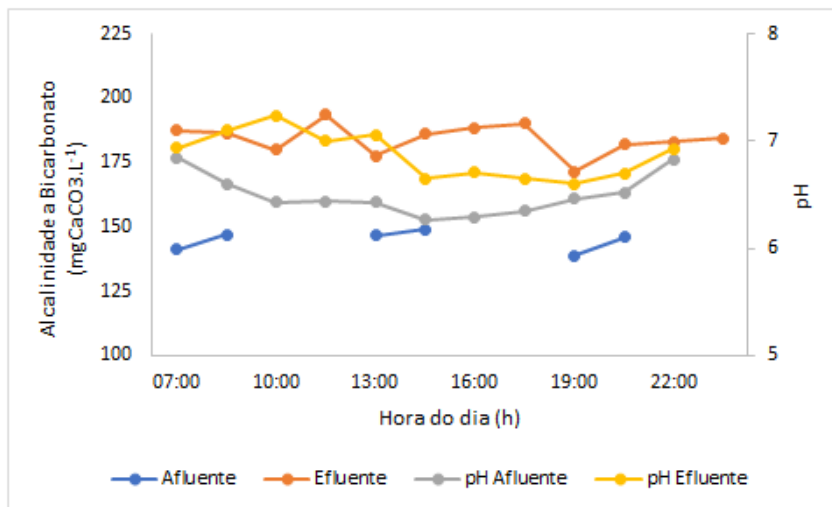
Passig (2005), operando um reator anaeróbio híbrido, com TDH de 6 horas, obteve uma variação de pH de 6,3 a 6,8.

No tratamento II, a alcalinidade a bicarbonato para o afluente foi  $144,00 \pm 3,92$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e  $184,26 \pm 5,93$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  para o efluente. Para o tratamento V, os valores médios para alcalinidade a bicarbonato foram de  $134,88 \pm 12,99$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e  $187,36 \pm 8,48$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , para o afluente e efluente, respectivamente. Para o tratamento VIII, os valores médios de alcalinidade a bicarbonato para  $125,11 \pm 4,19$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  para o afluente e  $155,87 \pm 6,71$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  para o efluente.

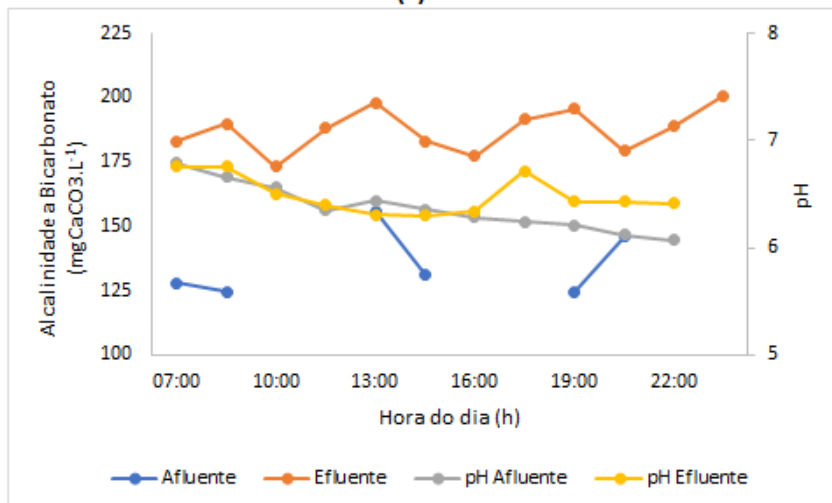
Observa-se que ocorreu geração de alcalinidade no reator nos três tratamentos de operação. De acordo com Passig (2005), isso representa um “equilíbrio dinâmico” entre as bactérias acetogênicas e Arqueas metanogênicas. Segundo Andrade et al. (2015), essa produção de alcalinidade é importante para a estabilidade operacional do sistema, uma vez que evita que o pH sofra variações bruscas.

Araujo (2014) operando um reator anaeróbio híbrido com TDH de 6,1 horas, observou valores médios de alcalinidade a bicarbonato para o afluente de  $240,00 \pm 31$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e para o efluente de  $265,00 \pm 28$   $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

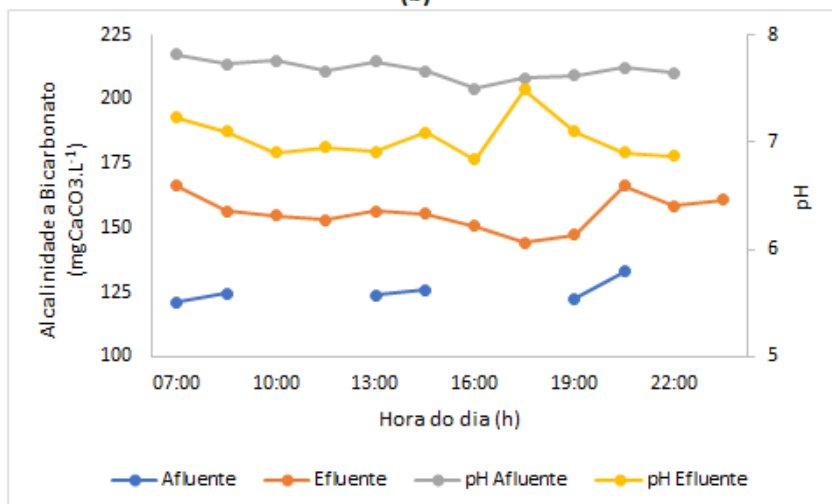
Figura 15 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da alcalinidade a bicarbonato do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

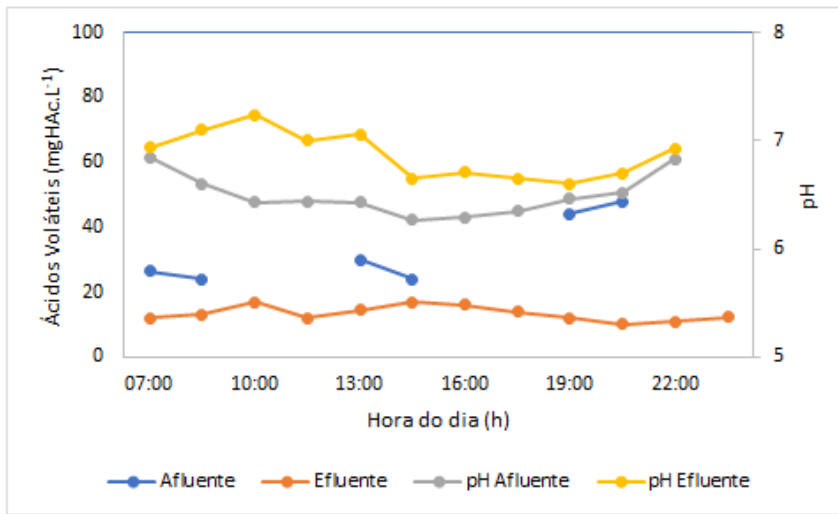
É possível observar a variação de ácidos voláteis, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 16).

As concentrações médias de ácidos voláteis para o tratamentos II foram de  $31,83 \pm 9,95 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o afluente e  $13,37 \pm 2,25 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o efluente. Para o tratamento V, os valores de concentrações médias de ácidos voláteis foram de  $34,20 \pm 1,77 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  e  $16,28 \pm 2,80 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ , para o afluente e efluente, respectivamente. No tratamento VIII, as concentrações médias de ácidos voláteis foram de  $37,40 \pm 7,10 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o afluente e  $19,90 \pm 2,03 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o efluente.

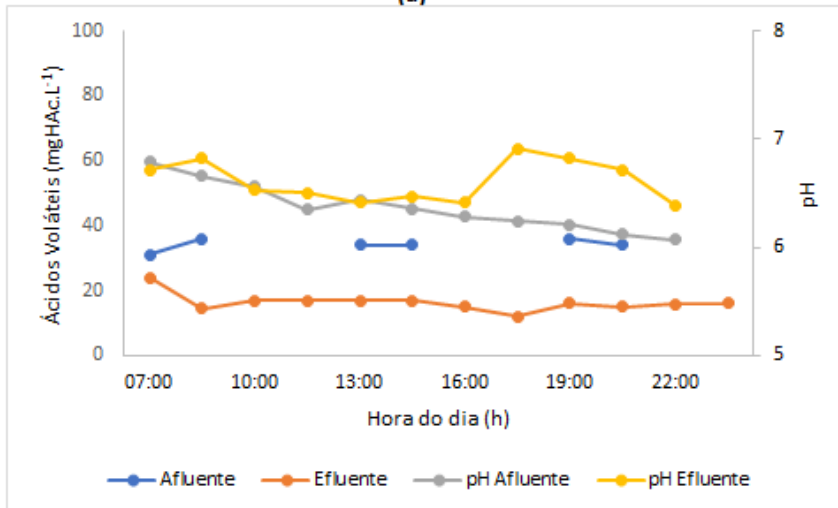
Passig (2005), operando com TDH de 6 horas, observou valores médios de ácidos voláteis de  $41 \pm 6 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o afluente e  $23 \pm 8 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  para o efluente. De acordo com o autor, a concentração de ácidos voláteis encontrada representa uma quantidade muito baixa, sendo esse um indicativo de alto grau de estabilidade operacional do reator.

A relação AV/AB (ácidos voláteis/alcalinidade a bicarbonato) se manteve menor que 0,3 para os três tratamentos, conforme recomendado por Ripley et al. (1986), indicando a capacidade de tamponamento do sistema.

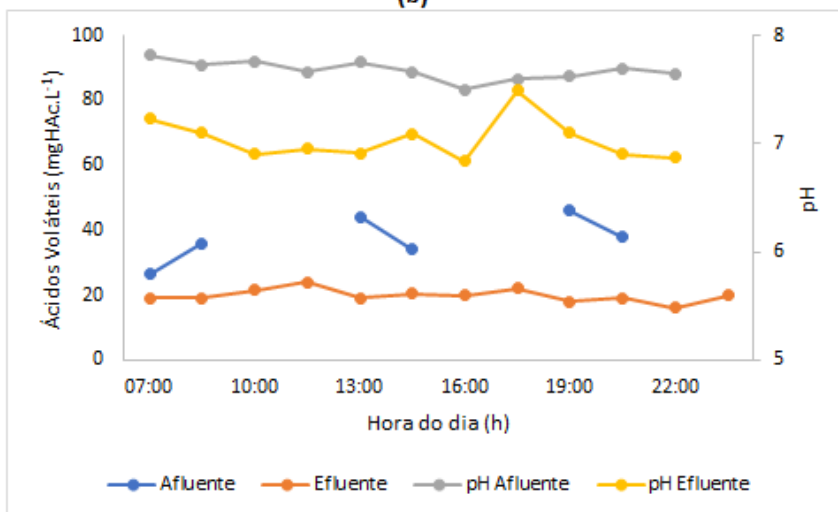
Figura 16 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos ácidos voláteis do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

É possível observar a variação de DQO, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 17). As eficiências médias de remoção em DQO foram  $92,30 \pm 0,38\%$  para o tratamento II,  $86,98 \pm 0,83\%$  para o tratamento V e  $81,38 \pm 0,68\%$  para o tratamento VIII.

Pereira et al. (2017), avaliando a degradação da matéria orgânica ao longo de um reator anaeróbio híbrido de fluxo ascendente, operando com TDH de 12 horas, observou que o uso do meio suporte contribuiu com o aumento da remoção de matéria orgânica em termos de DQO em 5%, alcançando uma eficiência de remoção total de 83%.

Andrade et al. (2015), tratando esgoto sanitário em reator anaeróbio híbrido, utilizando TDH de 11,5 horas, atingiu 77% de eficiências em termos de remoção em DQO.

Cavalcanti (2005), operando com TDH de 10, 8 e 6 horas, alcançou eficiências de remoção em DQO de 85%, 87% e 87%, respectivamente. De acordo com o autor, os aumentos nas eficiências de remoção, apesar da diminuição do TDH, são possivelmente devido ao período de formação do biofilme no filtro anaeróbio.

Em relação a  $DBO_5^{20}$ , foram observadas eficiências médias de remoção para o tratamento II de  $77,26 \pm 4,71\%$ ,  $57,10 \pm 0,41\%$  para o tratamento V e  $47,88 \pm 3\%$  para o tratamento VIII.

Somente o efluente do tratamento II atende a eficiência mínima de remoção de 60% como estabelece a Resolução CONAMA 430/2011 para as condições e padrões de lançamentos de efluentes.

Goncalves (2012), operando com reator anaeróbio híbrido adquiriu eficiências médias de remoção em termos de  $DBO_5^{20}$  de  $75 \pm 6\%$ .

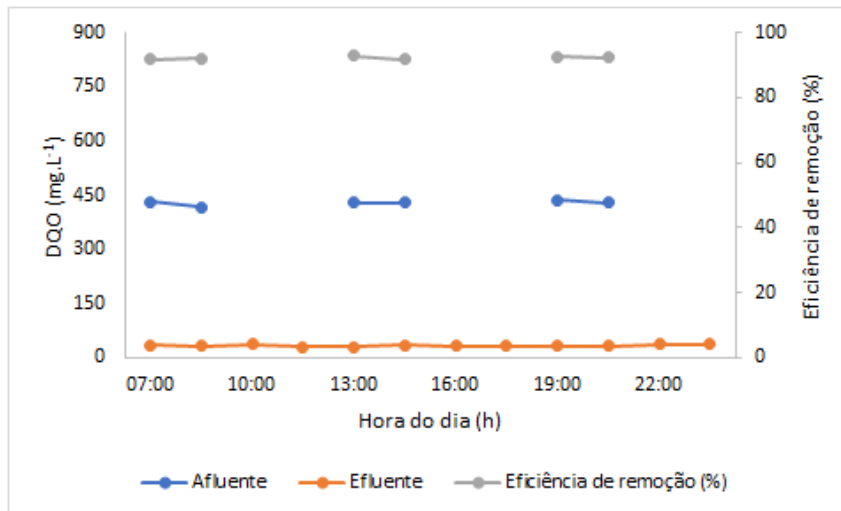
Cavalcanti (2005), operando com TDH de 10, 8 e 6 horas, alcançou eficiências de remoção em  $DBO_5^{20}$  de 80%, 86% e 87%, respectivamente.

É possível observar a variação de sólidos totais, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 18).

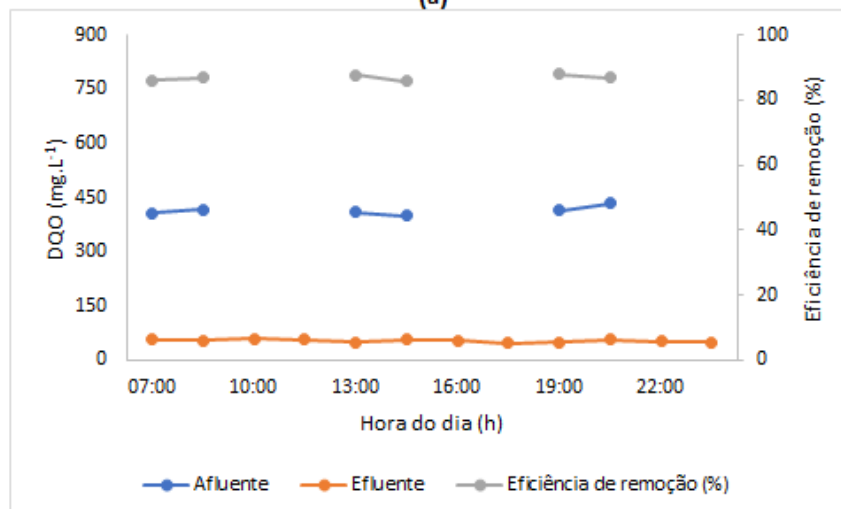
As eficiências médias de remoção em sólidos totais foram de  $57,94 \pm 4,81\%$ ,  $56,99 \pm 0,73\%$  e  $47,13 \pm 1,64\%$ , para os tratamentos II, V e VIII, respectivamente.

Hoyos (2016), operando com TDH de 11,8 horas, adquiriu eficiências de remoção em sólidos totais de  $26 \pm 14\%$ .

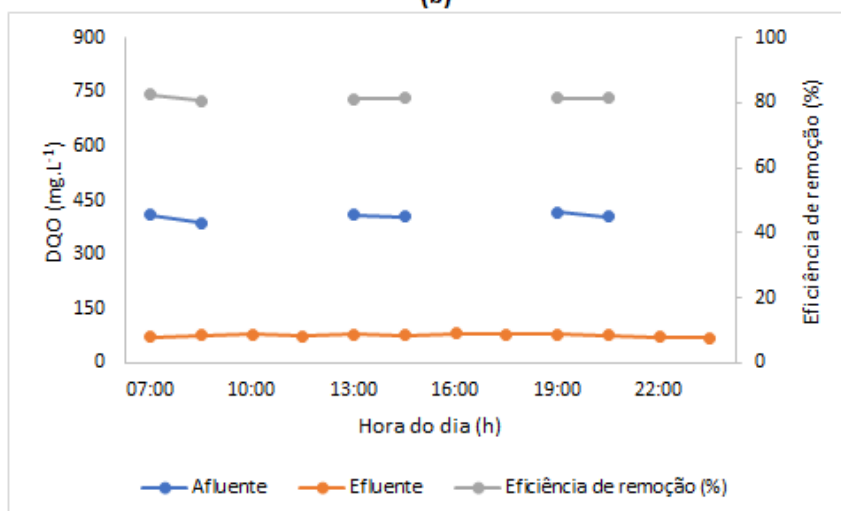
Figura 17 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da DQO do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.



(a)



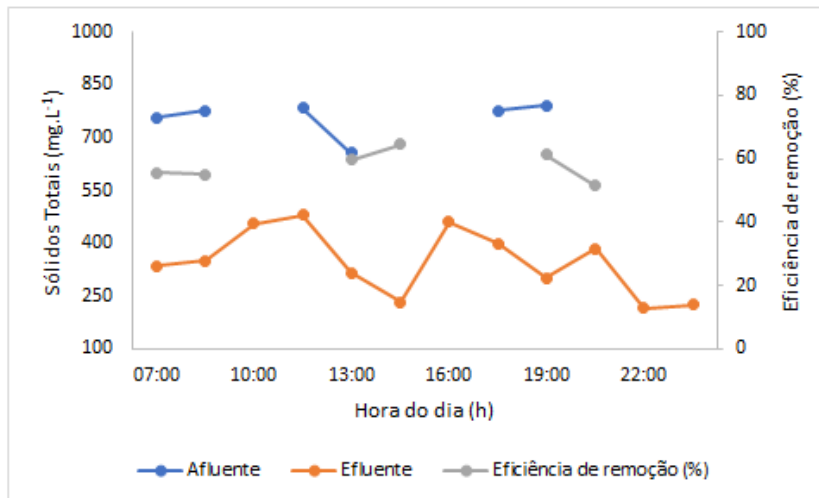
(b)



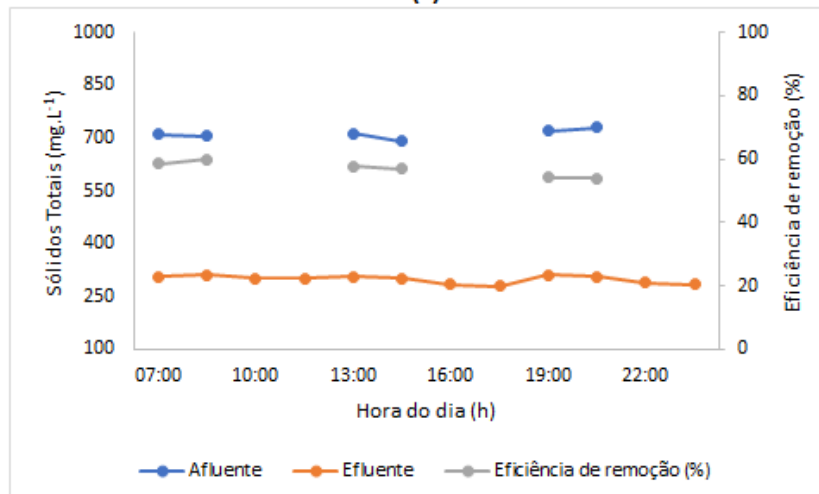
(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

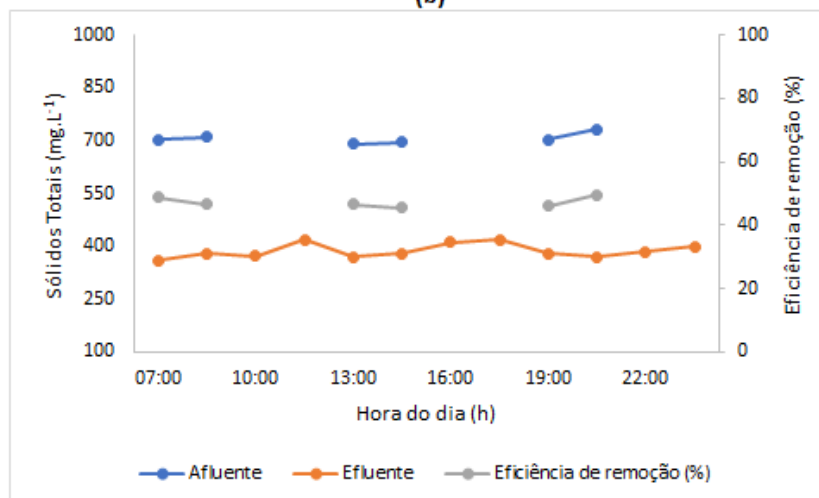
**Figura 18 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos totais do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).



É possível observar a variação de sólidos suspensos totais, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 19).

A eficiência média em remoção em sólidos suspensos totais foi de  $77,43 \pm 6,86\%$  para o tratamento II,  $65,04 \pm 3,08\%$  para o tratamento V e  $57,94 \pm 2,24\%$  para o tratamento VIII.

Tawfik e El-Kamah (2012), trabalhando com reator anaeróbio híbrido tratando efluentes da indústria de sucos de frutas com TDH de 10,2 horas, conseguiram remoção média de sólidos suspensos totais de 56,4%.

É possível observar a variação de turbidez, tanto no afluente (07:00 h, 13:00 h e 19:00 h), como efluente do reator UAHB ao longo do dia (07:00, 10:00 h, 13:00 h, 16:00 h, 19:00 h e 22:00 h) dos três tratamentos distintos (Figura 20).

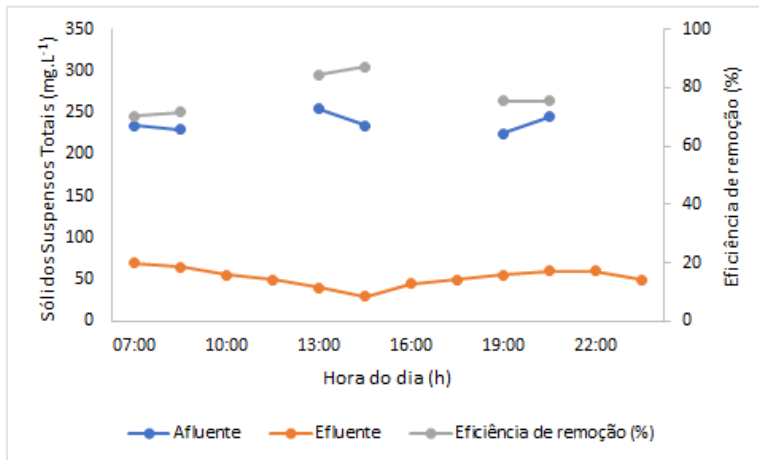
As eficiências médias de remoção de turbidez foram  $76,56 \pm 2,85\%$  para o tratamento II,  $61,12 \pm 2,40\%$  para o tratamento V e  $59,94 \pm 6,81\%$  para o tratamento VIII.

Cavalcanti (2005), operando com TDH de 10, 8 e 6 horas, alcançou eficiências médias de remoção em turbidez de 79,96%, 81,74% e 77,34%, respectivamente.

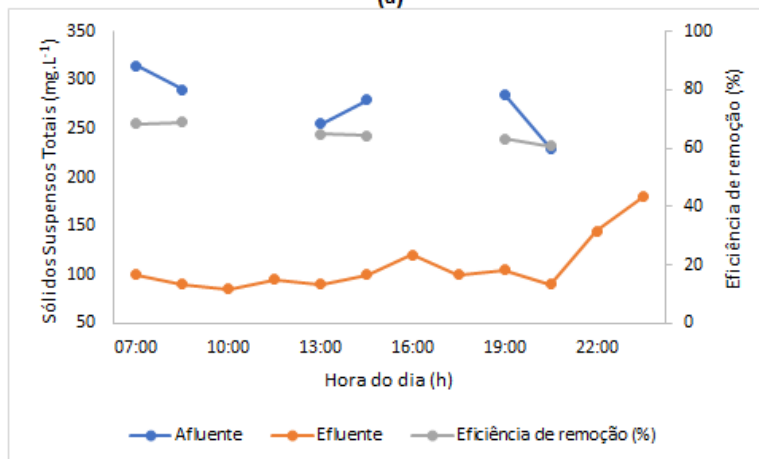
No tratamento II, as concentrações médias de N-amoniaco foram de  $7,14 \pm 0,38 \text{ mg.L}^{-1}$  para o afluente e  $12,95 \pm 0,70 \text{ mg.L}^{-1}$  para o efluente. Para o tratamento V, as concentrações médias de N-amoniaco foram de  $6,44 \pm 0,64 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $11,90 \pm 0,57 \text{ mg.L}^{-1}$ , para o afluente e efluente, respectivamente. Para o tratamento VIII, as concentrações médias de N-amoniaco foram de  $6,48 \pm 0,67 \text{ mg.L}^{-1}$  para o afluente e  $10,85 \pm 1,34 \text{ mg.L}^{-1}$  para o efluente.

Passig (2005), operando com TDH de 6 horas, observou concentrações médias de N-amoniaco de  $32 \text{ mg.L}^{-1}$  no afluente e  $43 \text{ mg.L}^{-1}$  no efluente. De acordo com o autor, o nitrogênio presente no efluente do reator apresentou-se, quase na totalidade, na forma amoniaco, o que facilita a remoção em unidade subsequente.

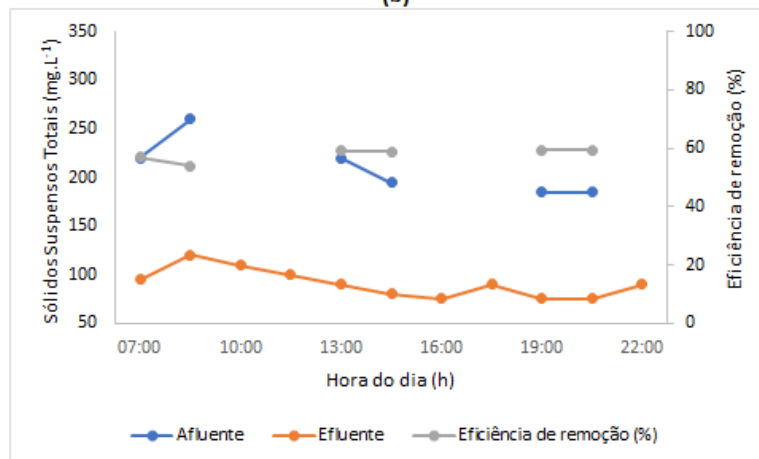
**Figura 19 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente dos sólidos suspensos totais do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.**



(a)



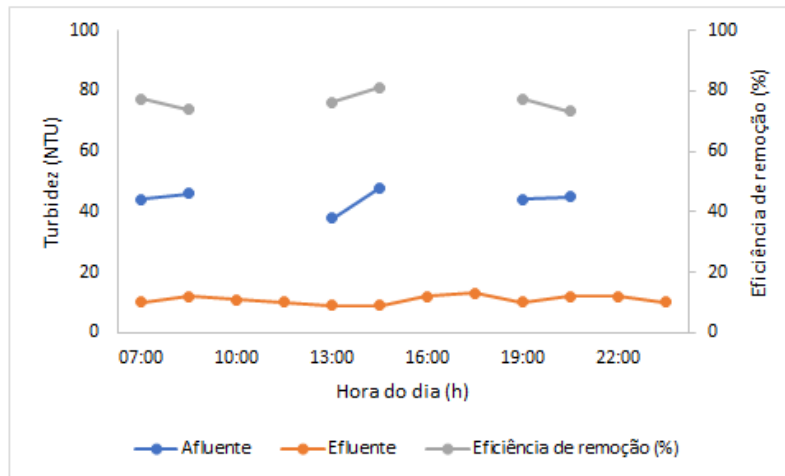
(b)



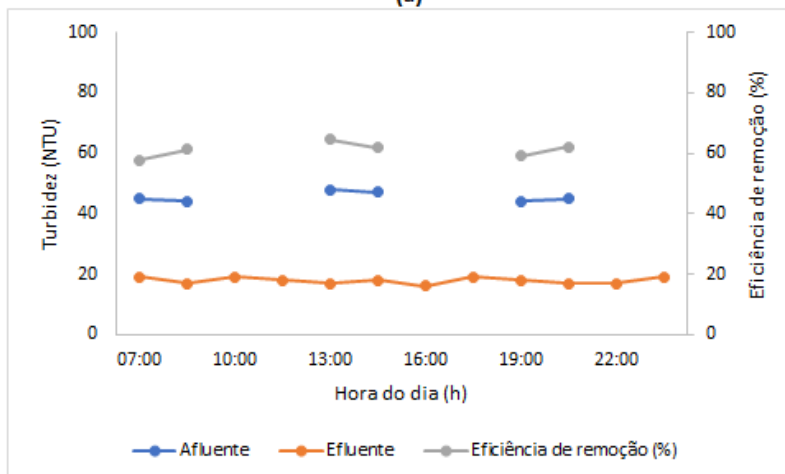
(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

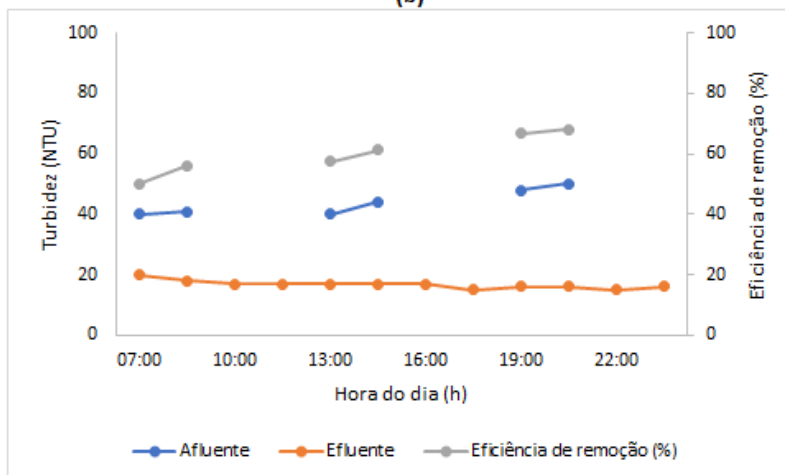
**Figura 20 - Perfil temporal de 15 h do afluente e efluente da turbidez do reator UAHB operado com DQO afluente  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  a) TDH de 45 horas; b) TDH de 25 horas; c) TDH de 12 horas.**



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2019).

Na Tabela 13 é apresentado um resumo das três condições discutidas anteriormente.

Tabela 13 - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica.

Parâmetro	Ponto de coleta	N	(Tratamento II) 45 h – 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento V) 25 h – 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento VIII) 12 h – 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
			Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temp. líquido	A	11	23,86	22,20	25,70	1,27	5,33	20,00	18,10	21,70	1,06	5,29	16,92	13,80	19,50	2,18	12,87
	E	11	24,51	21,00	26,30	1,82	7,44	20,70	18,50	22,30	1,33	6,43	19,24	13,80	22,50	3,20	16,62
pH	A	11	6,50	6,27	6,85	0,19	2,99	6,37	6,07	6,79	0,22	3,53	7,68	7,50	7,82	0,09	1,15
	E	11	6,87	6,60	7,24	0,22	3,17	6,61	6,39	6,91	0,19	2,91	7,03	6,84	7,49	0,20	2,78
ST (mg.L-1)	A	6	756,67	0,29	0,79	0,25	0,03	711,17	690,00	730,00	13,57	1,91	704,29	692,00	732,00	13,97	1,98
	E	12	346,17	0,29	0,92	0,23	0,07	297,92	280,00	310,00	10,33	3,47	73,11	58,20	78,25	7,57	10,35
Eficiência de remoção (%)		6	57,94	51,52	64,63	4,81	8,30	56,99	56,03	58,22	0,73	1,29	47,13	45,40	49,45	1,64	3,47
SST (mg.L-1)	A	6	237,50	0,29	0,79	0,25	0,11	275,83	230,00	315,00	29,57	10,72	210,83	185,00	260,00	28,88	13,70
	E	12	52,50	0,29	0,92	0,23	0,45	108,33	85,00	180,00	27,91	25,76	90,91	75,00	120,00	14,80	16,28
Eficiência de remoção (%)		6	77,43	70,21	87,23	6,86	8,86	65,04	60,87	68,97	3,08	4,73	57,94	53,85	59,46	2,24	3,86
DQO (mg.L-1)	A	6	428,67	415,70	437,10	7,03	1,64	412,85	398,59	432,82	11,46	2,78	405,36	387,89	415,70	9,42	2,32
	E	12	33,73	30,52	36,94	2,33	6,90	53,35	47,64	58,34	3,45	6,48	75,46	69,04	81,88	3,76	4,99
Eficiência de remoção (%)		6	92,30	91,91	92,88	0,38	0,41	86,98	85,90	87,96	0,83	0,96	81,38	80,55	82,61	0,68	0,84
DBO (mg.L-1)	A	2	261,00	257,00	265,00	5,66	2,17	225,00	220,00	230,00	7,07	3,14	216,00	212,00	220,00	5,66	2,62
	E	2	77,50	70,00	85,00	10,61	13,69	96,50	95,00	98,00	2,12	2,20	112,50	110,00	115,00	3,54	3,14
Eficiência de remoção (%)		2	70,26	66,93	73,58	4,71	6,70	57,10	56,82	57,39	0,41	0,71	47,88	45,75	50,00	3,00	6,27
Turbidez (UNT)	A	6	44,17	38,00	48,00	3,37	7,63	45,43	44,00	48,00	1,51	3,33	43,83	40,00	50,00	4,31	9,83
	E	12	10,83	9,00	13,00	1,34	12,34	17,83	16,00	19,00	1,03	5,77	16,75	15,00	20,00	1,36	8,10
Eficiência de remoção (%)		6	76,56	73,33	81,25	2,85	3,72	61,12	57,78	64,58	2,40	3,93	59,94	50,00	68,00	6,81	11,36
AB (mg.L-1)	A	6	144,79	138,76	148,96	3,92	2,71	134,88	124,44	155,86	12,99	9,63	125,11	121,26	133,02	4,19	3,35
	E	12	184,26	171,48	193,48	5,93	3,22	187,36	173,07	200,64	8,48	4,53	155,87	144,38	166,37	6,71	4,31
AV (mg.L-1)	A	6	31,83	24,00	48,00	9,95	31,27	34,20	31,20	36,00	1,77	5,16	37,40	26,40	46,00	7,10	19,00
	E	12	13,37	10,00	16,80	2,25	16,87	16,28	12,00	24,00	2,80	17,19	19,90	16,00	24,00	2,03	10,18
Relação AV/AB	E	12	0,07	0,05	0,09	0,01	16,96	0,09	0,06	0,13	0,02	18,65	0,13	0,16	0,10	0,02	12,35
N-amoniacoal (mg.L-1)	A	4	7,14	6,86	7,70	0,38	5,31	6,44	5,60	7,00	0,64	9,88	6,48	5,60	7,00	0,67	10,35
	E	4	12,95	12,60	14,00	0,70	5,41	11,90	11,20	12,60	0,57	4,80	10,85	9,80	12,60	1,34	12,35

Legenda: A – Afluente; E – Efluente; N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín – valores mínimos; Máx. – valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; AB – Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; ST – Sólidos totais; SST – Sólidos Suspensos Totais; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-amoniacoal – Nitrogênio amoniacoal.

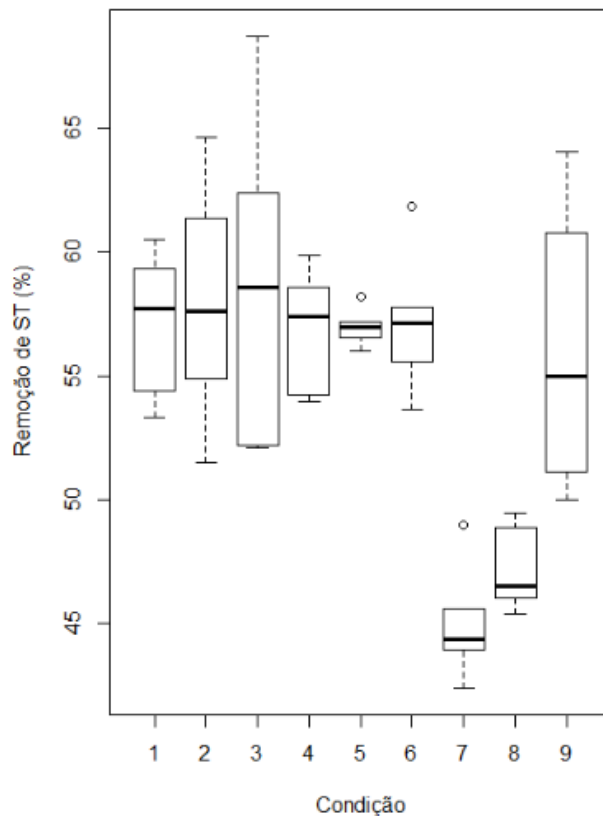
Fonte: Autoria própria (2019).

## 4.6 Análises Estatísticas

### 4.6.1 Sólidos Totais

A Figura 21 mostra a variabilidade dos resultados obtidos para as 54 amostras realizadas, para os nove tratamentos, relativos aos valores do parâmetro sólidos totais. Como pode ser observado, nos tratamentos V, VI e VII houveram valores discrepantes. Os tratamentos III e IX apresentaram maior dispersão nos resultados. Os tratamentos II, VII, VIII e IX possuem distribuição assimétrica positiva, pois a linha que representa a mediana está mais próxima do quartil 1 do que do quartil 3, já os demais tratamentos (I, III, IV, V e VI) possuem distribuição assimétrica negativa.

**Figura 21 - Eficiência de remoção de sólidos totais para cada tratamento realizado.**

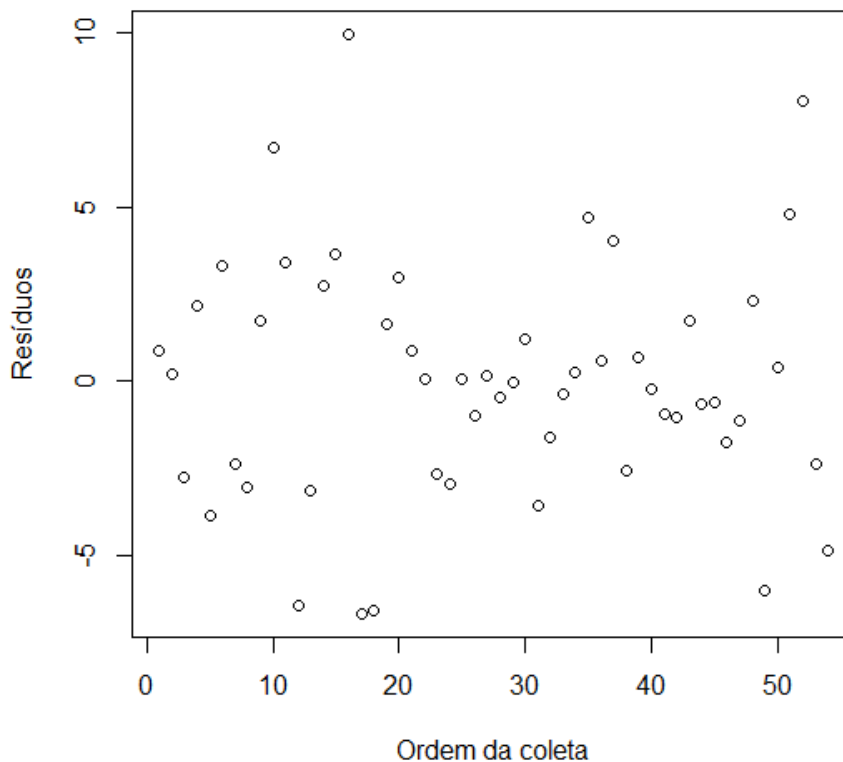


Fonte: R, 2019.

As eficiências de remoção de sólidos totais para os nove tratamentos realizados foram submetidas ao teste de Shapiro-Wilk, no qual foi encontrado um p-valor de 0,3715, mostrando que os dados são normais.

Como foram feitas repetições, é importante analisar se os dados possuem independência, ou seja, se uma repetição não está influenciando na outra. A partir do gráfico de dispersão (Figura 22), é possível observar que os dados estão dispersos, ou seja, o gráfico não apresenta vários pontos próximo à reta e aparentemente não há correlação entre os resíduos. Com isso, pode-se afirmar que há independência nas repetições.

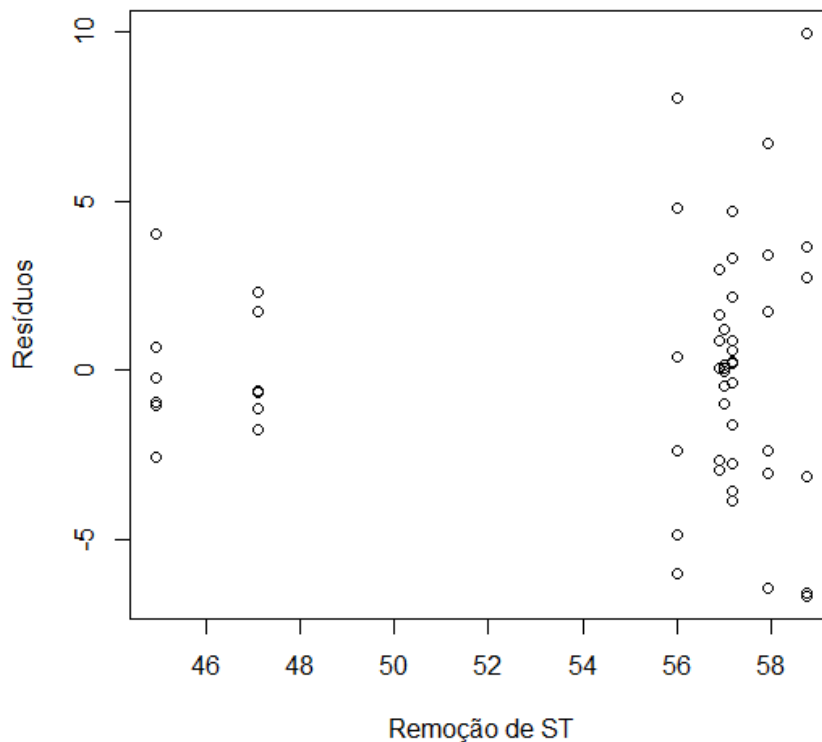
**Figura 22 – Análise visual de independência dos dados de remoção de sólidos totais.**



**Fonte: R, 2019.**

Para averiguar a homogeneidade das variâncias foi realizado uma verificação gráfica, no qual foi possível visualizar as variâncias para cada um dos tratamentos e verificar se elas destoam muito entre si. Observa-se na Figura 23 o gráfico da distribuição da variância, no qual não há muita dispersão entre as variâncias, o que representa que os dados são homogêneos.

**Figura 23 – Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de sólidos totais.**



Fonte: R, 2019.

Posteriormente, realizou-se à análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 1%, a fim de avaliar se existem diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 14).

**Tabela 14 – Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de sólidos totais.**

	GL	SQ	MQ	Fc	p-valor
<b>Tratamento</b>	8	1219,1	152,39	10,865	$2,31 \cdot 10^{-8}$
<b>Resíduos</b>	45	631,17	14,026	-	-
<b>Total</b>	53	1850,3	-	-	-

Legenda: GL: grau de liberdade; SQ: soma dos quadrados; MQ: média aritmética dos quadrados; Fc: F calculado.

Fonte: Autoria própria (2019).

Através dos resultados da análise ANOVA, observa-se que, devido ao valor p-valor ser inferior a 0,01, comprova-se que há diferenças estatísticas entre os dados.

Sabendo-se que existem diferenças entre os dados analisados, foi realizado o pós-teste de *Tukey*, a fim de verificar em quais são as diferenças estatísticas.

Através dos resultados obtidos pelo pós-teste de *Tukey* (Tabela 15), pode-se inferir que os tratamentos I, II, III, IV, V, VI, e IX são iguais estatisticamente. No tratamento III foi observado a maior média para a remoção de sólidos totais (58,757%). Em contrapartida, os tratamentos VII e VIII foram considerados iguais estatisticamente, com médias de remoção de sólidos totais de 44,956% e 47,124%, respectivamente.

**Tabela 15 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de *Tukey* para os dados de eficiência de remoção sólidos totais.**

Grupos	Tratamentos	Médias (%)
a	III	58,757
a	II	57,939
a	VI	57,180
a	I	57,161
a	V	56,986
a	IV	56,900
a	IX	55,997
b	VIII	47,125
b	VII	44,956

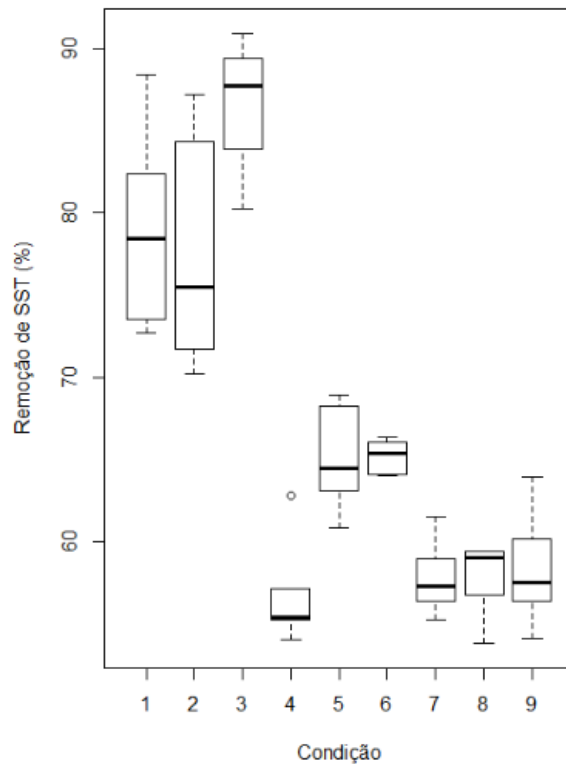
Fonte: Autoria própria (2019).

#### 4.6.2 Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 24, podem ser observados os resultados de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais para os nove tratamentos realizados. O tratamento II apresentou maior dispersão nos resultados. Em contrapartida, no tratamento VI, os resultados mostraram-se bem próximos. É possível observar uma distribuição assimétrica positiva nos tratamentos II, IV, V, VII e IX, embora para o tratamento IV essa assimetria positiva seja acentuada (evidente). Já nos tratamentos I, III, VI e VIII é observado uma assimetria negativa, possuindo o tratamento VIII uma assimetria negativa acentuada. Somente o tratamento IV apresentou valor discrepante.



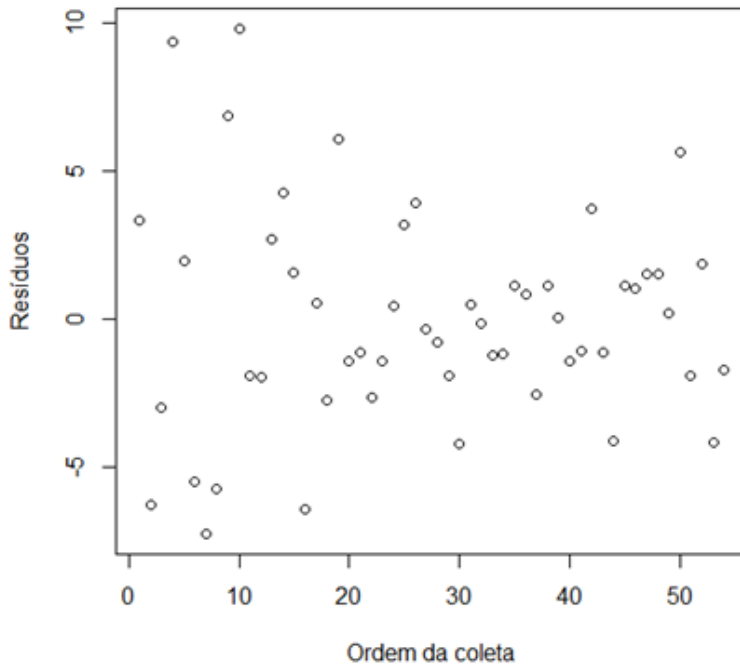
Figura 24 – Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais para cada tratamento realizado.



Fonte: R (2019)

Com teste de Shapiro-Wilk, foi observado um p-valor de 0,2146, mostrando que os dados analisados foram considerados normais. Para a análise de independência dos dados, analisou-se o gráfico dos resíduos (y) *versus* a ordem da coleta (x) (Figura 25). Na análise visual do gráfico, não foi possível verificar nenhuma tendência entre os pontos, sendo estes aleatórios, podendo concluir que as repetições são independentes, devido ao fato de se apresentarem de forma aleatória.

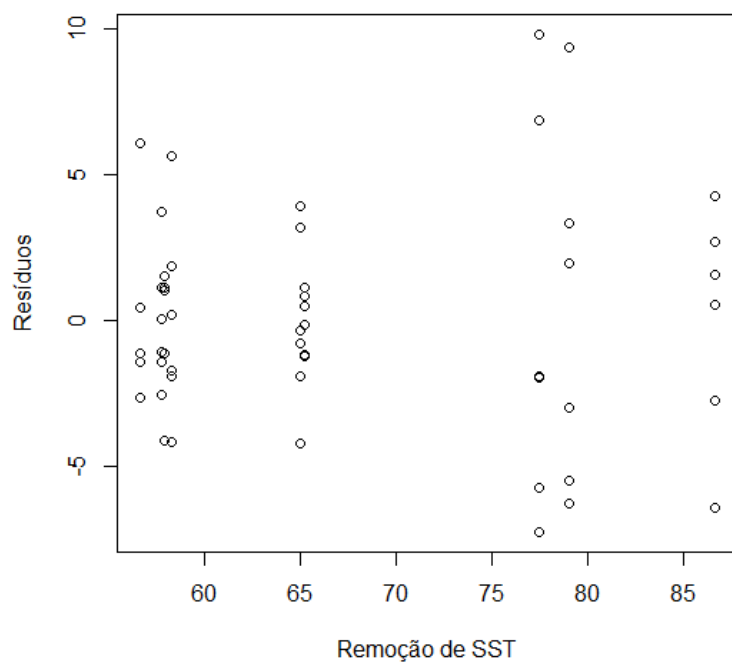
**Figura 25 - Análise visual de independência dos dados de remoção de sólidos suspensos totais.**



Fonte: R, 2019.

A partir da análise do gráfico da distribuição da variância (Figura 26), observa-se que não há muita dispersão entre as variâncias, o que representa homocedasticidade.

**Figura 26 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de sólidos suspensos totais.**



Fonte: R, 2019.

O teste ANOVA (Tabela 16) mostrou que os dados para eficiência de remoção em sólidos suspensos totais foram estatisticamente significativos, ou seja, diferentes entre si.

**Tabela 16 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais.**

	GL	SQ	MQ	Fc	p-valor
<b>Tratamento</b>	8	5963,7	745,46	47,602	$1,95 \cdot 10^{-19}$
<b>Resíduos</b>	45	704,7	15,66	-	-
<b>Total</b>	53	6668,4	-	-	-

Legenda: GL: grau de liberdade; SQ: soma dos quadrados; MQ: média aritmética dos quadrados; Fc: F calculado.

Fonte: Autoria própria (2019).

Com o pós-teste de *Tukey*, foi possível identificar quais os tratamentos diferiram entre si (Tabela 17).

**Tabela 17 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de *Tukey* para os dados de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais.**

Grupos	Tratamentos	Médias (%)
a	III	86,638
ab	I	78,989
b	II	77,428
c	VI	65,212
c	V	65,040
c	IX	58,294
c	VIII	57,941
c	VII	57,806
c	IV	56,678

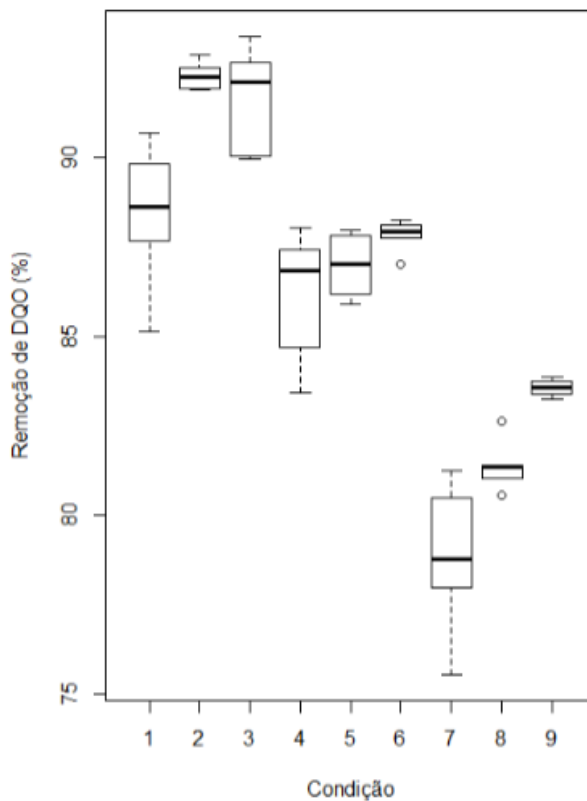
Fonte: Autoria própria (2019).

O tratamento III foi o que atingiu a maior média de remoção de sólidos suspensos totais (86,638%), porém, ele foi considerado estatisticamente igual ao tratamento I. Já o tratamento I foi considerado estatisticamente igual aos tratamentos II e III. Os tratamentos IV, V, VI, VII, VIII e IX foram considerados iguais. Na Figura 24, pode-se observar que os mesmos apresentaram médias próximas de eficiência de remoção de sólidos suspensos.

#### 4.6.3 DQO

A Figura 27 mostra a variabilidade dos resultados obtidos para os nove tratamentos, relativos aos valores do parâmetro DQO. Como pode ser observado, nos tratamentos II, VI, VIII e IX, houve pouca variação dos dados, porém nos tratamentos VI e VIII foram observados valores discrepantes. As maiores eficiências de remoção em DQO foram obtidas nos tratamentos II e III. Pode-se observar que o tratamento V e IX possui distribuição simétrica, pois a mediana encontra-se próxima ao centro do gráfico e as extremidades da caixa possuem comprimentos parecidos.

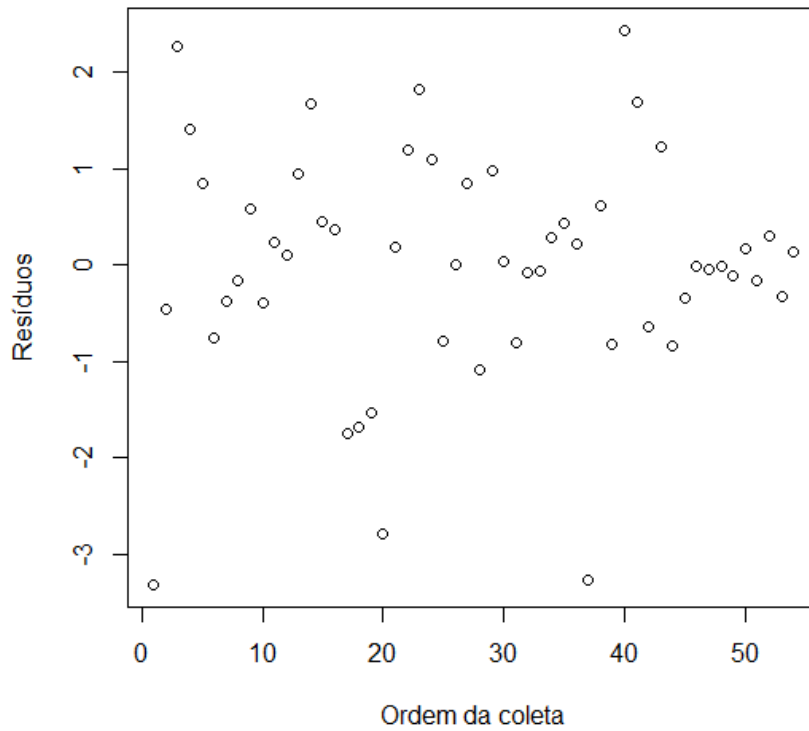
**Figura 27 - Eficiência de remoção de DQO para cada tratamento realizado.**



Fonte: R (2019).

O teste de Shapiro-Wilk mostrou que os dados são considerados normais ( $p$ -valor = 0,2289). Para a análise da independência dos erros, analisou-se o gráfico dos resíduos ( $y$ ) versus a ordem da coleta ( $x$ ) (Figura 28). Na análise visual do gráfico, não foi possível verificar nenhuma tendência entre os pontos, sendo estes aleatórios, podendo concluir que as repetições são independentes por se apresentarem de forma aleatória e não próximo da reta zero horizontal.

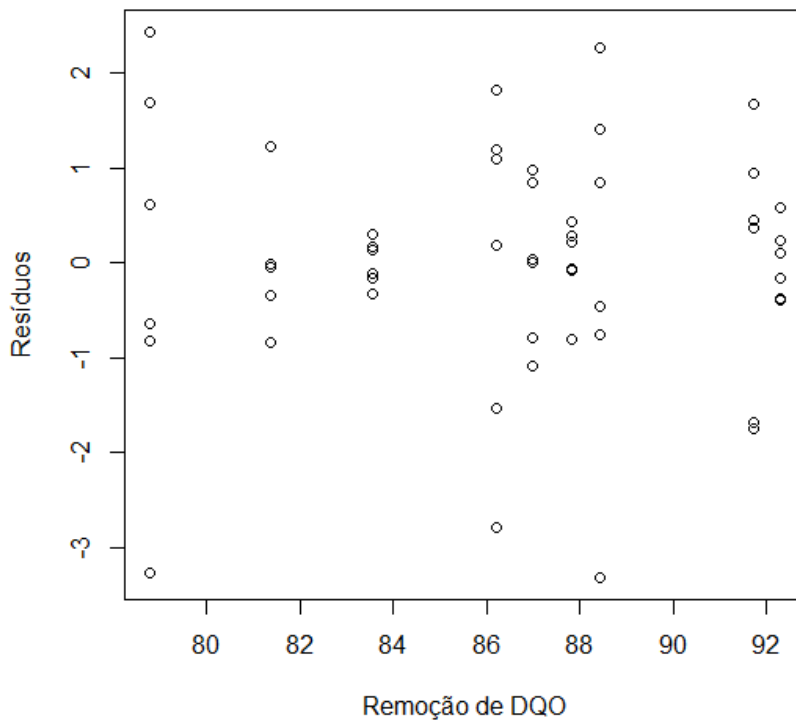
Figura 28 - Análise visual de independência dos dados de remoção de DQO.



Fonte: R, 2019.

Para verificar a homogeneidade das variâncias de remoção em DQO foi realizada interpretação visual. É possível observar, a partir da Figura 29, que os dados não apresentam dispersão dos dados, ou seja, os dados são homogêneos

**Figura 29 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de DQO.**



Fonte: R, 2019.

Os valores quando submetidos ao teste ANOVA, mostraram ser diferente estatisticamente ( $p\text{-valor} < 0,01$ ) (Tabela 18).

**Tabela 18 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de DQO.**

	GL	SQ	MQ	Fc	p-valor
<b>Tratamento</b>	8	963,46	120,43	73,001	$3,34 \cdot 10^{-23}$
<b>Resíduos</b>	45	74,24	1,65		
<b>Total</b>	53	1037,7			

Legenda: GL: grau de liberdade; SQ: soma dos quadrados; MQ: média aritmética dos quadrados; Fc: F calculado.

Fonte: Autoria própria (2019).

Com o teste *Tukey* foi possível determinar quais os tratamentos diferiram entre si (Tabela 19). Os tratamentos II e III mostraram ser iguais estatisticamente, no qual a maior eficiência de remoção foi obtida no tratamento II, com 92,296%. Os tratamentos I, V, e VI não apresentaram diferenças estatísticas entre si, assim como, o tratamento IV foi considerado igual aos tratamentos I, V, VI e IX. O tratamento IX não apresentou diferenças estatísticas quando comparado aos tratamentos IV e VIII, o tratamento VIII foi considerado igual ao IX e ao VII.

**Tabela 19 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção de DQO.**

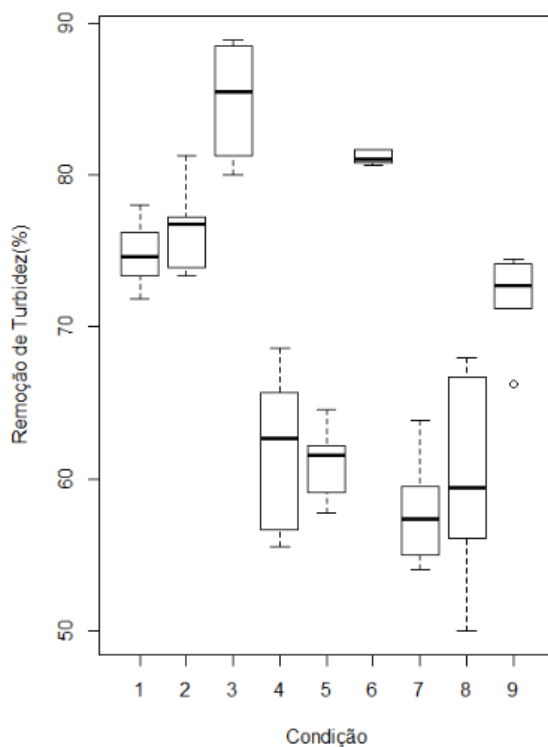
Grupos	Tratamentos	Médias (%)
a	II	92,296
a	III	91,719
b	I	88,422
b	VI	87,833
b	V	86,984
bc	IV	86,214
cd	IX	83,563
de	VIII	81,377
e	VII	78,801

Fonte: Autoria própria (2019).

#### 4.6.4 Turbidez

Na Figura 30, pode ser observado os resultados de eficiência de remoção de turbidez para os nove tratamentos realizados. Nota-se que, no tratamento VI houve pouca variação dos resultados. O tratamento III foi o que apresentou a maior eficiência de remoção. Os tratamentos VI e VIII apresentam distribuição assimétrica positiva, já os tratamentos II, III, IV e V apresentaram distribuição assimétrica negativa.

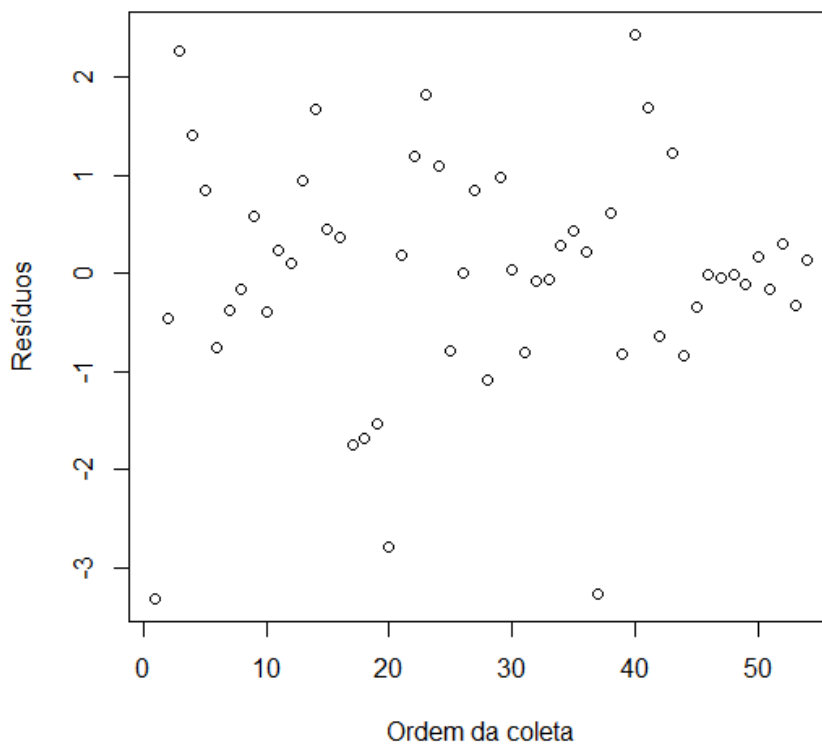
**Figura 30 - Eficiência de remoção de turbidez para cada tratamento realizado.**



Fonte: R (2019).

Com o teste de Shapiro-Wilk, foi observado um p-valor de 0,9093, indicando que os dados apresentam distribuição normal. Para verificar a independência dos dados, ou seja, verificar se uma repetição não está influenciando na outra, foi realizado análise visual dos dados. A partir do gráfico de dispersão (Figura 31), é possível observar que os dados estão dispersos, ou seja, o gráfico não apresenta vários pontos próximo à reta e aparentemente não há correlação entre os resíduos. Com isso, pode-se afirmar que há independência nas repetições.

**Figura 31 - Análise visual de independência dos dados de remoção de turbidez.**

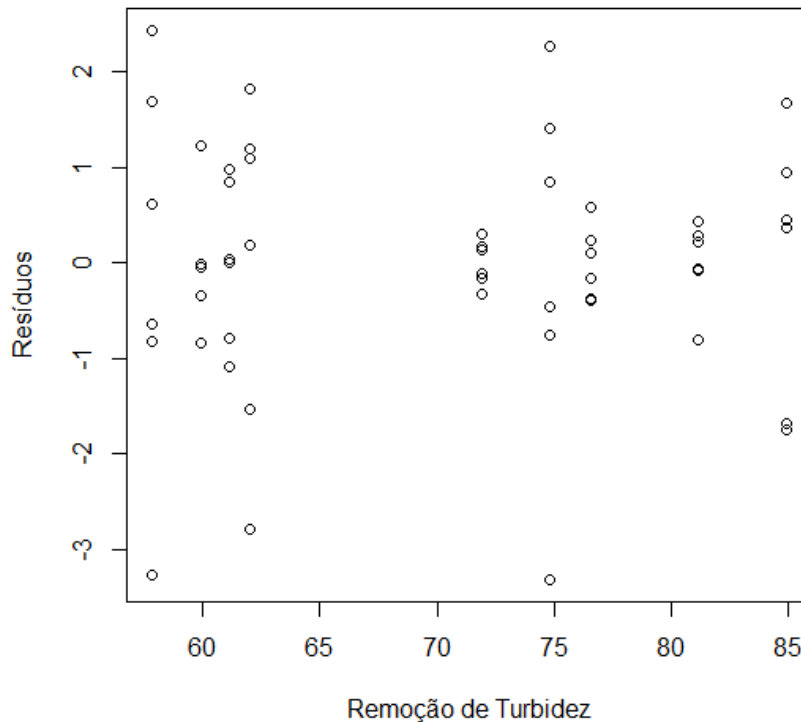


Fonte: R, 2019.

A homogeneidade das variâncias também foi averiguada através de verificação gráfica, no qual foi possível visualizar as variâncias para cada um dos tratamentos e verificar se elas destoam muito entre si. Observa-se na Figura 32, o gráfico da distribuição da variância, no qual não há muita dispersão entre as variâncias, o que representa que os dados são homogêneos.



Figura 32 - Análise visual da homogeneidade das variâncias para a remoção de turbidez.



Fonte: R, 2019.

O teste ANOVA, mostrou que os tratamentos foram estatisticamente diferentes entre si, com  $p\text{-valor} < 0,01$ , podendo afirmar que a eficiência de remoção de turbidez foi afetada pela condição operacional (Tabela 20).

Tabela 20 - Resultados da análise estatística ANOVA para os dados de eficiência de remoção de turbidez.

	GL	SQ	MQ	Fc	p-valor
<b>Tratamento</b>	8	4849,8	606,23	42,142	$2,14 \cdot 10^{-18}$
<b>Resíduos</b>	45	647,3	14,39		
<b>Total</b>	53	5497,2			

Legenda: GL: grau de liberdade; SQ: soma dos quadrados; MQ: média aritmética dos quadrados; Fc: F calculado.

Fonte: Autoria própria (2019).

Com teste *Tukey* pode-se concluir que o tratamento III foi o que atingiu a maior eficiência de remoção de turbidez, porém, ele foi considerado estatisticamente igual aos tratamentos VI e II. O tratamento I não apresentou diferenças estatísticas quando comparado aos tratamentos II, VI e IX. O tratamento IX foi considerado estatisticamente igual aos parâmetros I e II. As menores médias para remoção de

turbidez foram obtidas nos tratamentos IV, V, VII e VIII (< 61,00%), considerados estatisticamente iguais, quando comparados entre si (Tabela 21).

**Tabela 21 - Resultados da análise estatística do pós-Teste de Tukey para os dados de eficiência de remoção de turbidez.**

Grupo	Tratamento	Médias (%)
a	III	84,930
ab	VI	81,123
abc	II	76,559
bc	I	74,781
c	IX	71,914
d	IV	61,983
d	V	61,123
d	VIII	59,938
d	VII	57,842

Fonte: Autoria própria (2019).

Observados os resultados das análises estatísticas, pode-se concluir que, ao analisar a eficiência de remoção para os quatro parâmetros, sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e turbidez, o tratamento III foi o que apresentou os maiores resultados. No geral, as eficiências de remoção mais baixas foram associadas aos menores TDH's em combinação com as menores concentrações de DQO afluente. Resultados similares também foram obtidos por Oliveira e Abreu Neto (2009), no qual constataram que a operação de reatores anaeróbios com TDH mais altos, facilita a remoção física dos sólidos suspensos por sedimentação. Dias (2017), verificou que quanto maior a carga orgânica volumétrica de alimentação, maiores são as cargas orgânicas volumétricas removidas. De acordo com Godinho (2016), o aumento da carga orgânica volumétrica contribuiu de forma positiva para o aumento das eficiências de remoção em DQO, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e turbidez, devido ao maior tempo de contato com os microrganismos. Ainda segundo o mesmo autor, a diminuição do TDH contribuiu de forma negativa, ocasionando a diminuição das eficiências de remoção dos parâmetros DQO, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez.

As menores eficiências de remoção foram obtidas para o tratamento VII, considerando os quatros parâmetros analisados, sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e turbidez, no qual foram atingidas eficiências de 44,954%, 57,806%, 78,801% e 57,842%, respectivamente.

#### **4.7 Edital 1/2019 PROREC/PROGRAD Apoio à Execução de Trabalhos de Conclusão de Cursos – TCC**

Como visto anteriormente, os resultados de remoção de sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e turbidez, mostraram o bom desempenho da metodologia utilizada (reator UAHB, com matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada) para o tratamento de esgoto sanitário. A operação do reator com TDH de 45 horas e matéria orgânica afluyente de  $850 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  demonstrou os melhores resultados para o tratamento de esgoto, atendendo as condições e padrões de lançamentos de efluentes das resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011.

Dessa forma, os resultados obtidos mostram a relevância do estudo para o tratamento de esgoto sanitário, uma vez que contribui no aperfeiçoamento do processo de tratamento de esgoto, com a utilização de um resíduo oriundo da fabricação de tapetes e chinelos (matrizes cúbicas de fibra vinílica entrelaçada), como meio suporte para o tratamento de esgoto, permitindo o aprimoramento do processo.

Para as empresas que realizam tratamento de esgoto, o estudo mostra as vantagens da reutilização do “capacho vinil” como meio suporte no processo de tratamento, ocasionando a redução dos custos além do aumento da eficiência no tratamento. Com a reutilização do meio suporte mencionado, os resíduos terão uma nova forma de aplicação, prolongando a vida útil do material que seria descartado.

Dessa forma, o estudo abre uma visão sobre a reutilização de resíduos que possuem sua geometria favoráveis ao crescimento e aderência microbiana. As empresas de tratamento de esgoto, ao aderirem esse material como meio suporte, além de estar contribuindo com o meio ambiente, podem valorizar a imagem da empresa, uma vez que a sociedade atual prioriza organizações que tenham atitudes ambientalmente corretas e socialmente responsáveis.

## 5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no desenvolvimento deste trabalho, foi possível concluir que:

- Através da média de todos os nove perfis de amostragem temporais utilizados para a caracterização do esgoto sintético, considerando cada carga orgânica utilizada, o mesmo pode ser classificado com concentrações fraca, média e forte para os parâmetros: DQO, DBO, sólidos totais e sólidos suspensos totais.
- O lodo de inóculo apresentou valores de sólidos totais de 31150,67 mg.L<sup>-1</sup>, sendo a fração fixa correspondente a 20,4 % e a fração volátil a 79,6 %.
- O reator atingiu a estabilidade operacional após 51 dias de operação, permanecendo estável mesmo com temperaturas abaixo dos 20°C, mantendo valores constantes para os parâmetros analisados e com produção de alcalinidade para neutralizar os ácidos voláteis.
- A diminuição do TDH contribui de forma negativa, ocasionando a diminuição da eficiência de remoção dos parâmetros DQO, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez.
- O aumento da carga orgânica volumétrica contribui de forma positiva para o aumento das eficiências de remoção em DQO, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e turbidez, sólidos totais e sólidos suspensos totais
- O tratamento III (TDH de 45 h e DQO afluente de 850 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) foi o que apresentou os maiores resultados de eficiência de remoção de DQO, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez.

## REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas. **ATLAS ESGOTOS – Despoluição de Bacias Hidrográficas**. 2017. Disponível em <  
[http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo\\_livro.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf)> Acesso em 30 de março de 2019.
- ANDRADE, D.; HENRIQUE, I. N.; SOUSA, G. L. S.; SOUSA, J. T. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio híbrido. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2015.
- AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10,n.2,p.152-161,2005.
- ARAUJO, T. L. S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto**. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma NBR 9648/1986 – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário** - Procedimento. Rio de Janeiro, p. 1, 1986.
- BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. Dissertação (Mestrado) – Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Brasília. 2009.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357**. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, 17 de março de 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430**. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, 16 de maio de 2011.
- BEZERRA JUNIOR. R.A. **Estabilidade e eficiência de um reator anaeróbio de leito fixo com agitação operado em batelada sequencial em função da diluição inicial de esgoto sintético**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos de São Paulo. São Carlos, 2004.
- CABRAL, A. K. A. **Avaliação do desempenho e estabilidade de um reator anaeróbio híbrido horizontal de leito fixo (RAHLF) submetido ao aumento progressivo na concentração de matéria orgânica afluyente e a cargas de choque orgânicas**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Paulo. São Carlos, 2000.
- CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid

effluent from swine manure in laboratory scale. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, p. 140-147, 2006.

CAMPOS, J. R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro/RJ: ABES, cap. 1, p. 1-28. 1999.

CAVALCANTI, M. P. **Tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de vidro tipo UASB e filtro anaeróbio para comunidades de pequeno porte**. Dissertação (Mestrado em Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic reactors: biological wastewater treatment Series (volume 4)**. 1<sup>a</sup> st ed. London: IWA Publishing. v. 4. 184p. 2007.

COSTA NETO, P. L. O. **Estatística**. São Paulo: Edgard Blücher. 264p. 1977.

DIAS, P. C. **Tratamento da fração líquida de estrume bovino em reator anaeróbio híbrido em escala piloto**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP. 2017.

DILLALO, R.; ALBETSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, New York, vol. 33, n<sup>o</sup>. 4, p. 356 - 365, 1961.

EATON, A. D; CLESCERI, L. S; RICE, E. W; GREENBERG, A. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

ELMITWALLIA, T. A; SKLYARB, L. V.; ZEEMANA, G.; LETTINGAA, G. Low temperature pre-treatment of domestic sewage in an anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. **Bioresource Technology**. vol. 82, n<sup>o</sup>. 3, p. 233 – 239. 2002.

FORESTI, E., ZAIAT, M., VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. vol. 5, p. 3 - 19, 2006.

GAUDENCIO, B.O. **Reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) em escala plena tratando esgoto sanitário: avaliação da nova configuração**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria** - Série Wasterwater Microbiology. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, 272p. 2006.

GODINHO, J. P. **Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator anaeróbio híbrido (UAHB) submetido à variação de carga hidráulica horária no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba. 2016.

GONÇALVES, G. C. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, 2012.

HOYOS, N. L. M. **Análise comparativa do desempenho de reator anaeróbio híbrido e reator de manto de lodo de fluxo ascendente (UASB) aplicados ao tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016.

JORDÃO, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5ª ed. Rio de Janeiro. 940p. 2009.

KASPAR H., F; WUHRMAN, K. Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge. **Applied Environmental Microbiology**. vol. 36 p. 1- 7. 1978.

LOUZADA, A. G. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006.

MAXHAM, J.V.; WAKAMIYA, W. Innovative biological wastewater treatment technologies applied to the treatment for biomass gasification wastewater. **In: Proceedings of 35th Industrial waste conference**, Purdue University, p. 80 - 94, 1981.

MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de estabilización**. McGrawHill, Colômbia. Cap. 1. p. 5-17. 2000.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wasterwater Engineering: Treatment and Reuse**. 4ª edição, Nova York: Mcgraw-hill, 1819p. 2005.

MIYAHARA, T.; HOIKE, T. Behavior of suspend solids and anaerobic bacteria in na anaerobic fix bed reator. **Water Science e Technology**. V.30, n.12, p75-86. 1994.

MUCELIN, C. A. **Estatística Elementar e Experimental aplicada às tecnologias**. Medianeira, PR, 2003.

MURRAY W.; VAN DEN BERG, L. Effects of nickel cobalt and molybdenum on the performance of methanogenic fixed film reactors. **Applied Microbiology and Biotechnology**. vol. 42, p. 502 – 505, 1981.

NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícia**. Dissertação (Mestrado) – Recursos Hídricos e Saneamento. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

OLIVEIRA, A. F. G. Testes Estatísticos para Comparação de Médias. **Revista Eletrônica Nutritime**, v.5, n° 6, p.777-788 nov./dez. 2008.

OLIVEIRA, R. A.; ABREU NETO, M. S. **Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Eng. Agrícola, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, jan./mar. 2009.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, n. 5, p. 867-920, 1986.

PARK, S.; LI, Y. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. **Bioresource technology**, v. 111, p. 42-48, 2012.

PASSIG, F. H. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário.** Tese (Doutorado) – Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PEREIRA FILHO, E. R., POPPI, R. J.; ARRUDA, M. A. Z. Employment of factorial design for optimization of pyrolysis and atomization temperatures for Al, Cd, Mo and Pb determination by ETAAS. **Química Nova**. v. 25, n. 2, p.246-253, 2002.

PEREIRA, T.C.; PEREIRA, I. C.; FERRO, T. N.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H. **Avaliação da degradação da matéria orgânica ao longo de um reator anaeróbio híbrido de fluxo ascendente.** In: Congresso ABES (Associação Brasileira de Engenharia Ambiental e Sanitária). 2017.

REYNOLDS, P.J.; COLLERAN, E. **Comparison of start-up and operation of anaerobic fixed bed and hybrid sludge bed/fixed bed reator treating whey wastewater.** in: ANAEROBIC TREATMENT A GROUNDWATER TECHNOLOGY WATER TREATMENT COFERENCE – Netherlands. Proceedings... Amsterdam. 1986.

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**, v. 58, n.5, p. 406-411. 1986.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. B. Uso de método estatísticos robustos na análise ambiental. **Eng. Sanit. Ambient.** vol.19, Rio de Janeiro. 2014.

SILVA, J. G. C. **Estatística Experimental: Planejamento de Experimentos.** Pelotas, 2007.

SILVA, L.E.F. **aplicação da fluidodinâmica computacional no estudo hidrodinâmico de um reator anaeróbio híbrido (UAHB) abiótico com validação experimental.** Trabalho de Conclusão de Curso: Engenharia Ambiental. UTFPR, Campo Mourão. 2018.



SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre saneamento. **Ministério do Desenvolvimento Regional publica diagnósticos da situação do saneamento no Brasil**. 2017. Disponível em <<http://www.snis.gov.br/component/content/article?id=175>>. Acesso em 30 de março de 2019.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG. 470p. 2014.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. 3 ed. São Paulo: Pearson Makron Books. 2008.

TAWFIK, A. EL-KAMAH, H. Treatment of fruit-juice industry wastewater in a two-stage anaerobic hybrid (AH) reactor system followed by a sequencing batch reactor (SBR), **Environmental Technology**, 33:4, 429-436, 2012.

TORRES, P. **Desempenho de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) de Bancada no Tratamento de Substrato Sintético Simulando Esgotos Sanitários**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1992.

UNICEF – Fundo das Nações Unidas para a Infância. **2,1 bilhões de pessoas não têm acesso a água potável em casa, e mais do dobro de pessoas não tem acesso a saneamento seguro**. 2017. Disponível em <<https://www.unicef.org/angola/comunicados-de-imprensa/21-bilh%C3%B5es-de-pessoas-n%C3%A3o-t%C3%AAm-acesso-%C3%A1gua-pot%C3%A1vel-em-casa-e-mais-do-dobro>> Acesso em 3 de novembro de 2019.

VAN HAANDEL, A., LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos - um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Guerreiro e Catunda, 125p. 1994.

VIEIRA, S. **Elementos de estatística**. 3 ed. São Paulo: Atlas, 1999.

WAEWSAK, C.; NOPHARATANA, A.; CHAI PRASERT, P. Neural-fuzzy control system application for monitoring process response and control of anaerobic hybrid reactor in wastewater treatment and biogas production. **Journal of Environmental Sciences**. vol. 22, nº. 12, p. 1883 – 1890. 2010.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreator anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias**. Texto (Livre Docência). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2003. JORDÃO, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5ª ed. Rio de Janeiro. 940p. 2009.

## APÊNDICES

Apêndice A - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica.

Parâmetro	Ponto de coleta	N	(Tratamento I) 45 h - 250 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento II) 45 h - 400 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>					(Tratamento III) 45 h - 850 mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>				
			Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temp. líquido	A	11	22,07	19,50	24,00	1,60	7,24	23,86	22,20	25,70	1,27	5,33	17,35	16,30	18,70	0,93	5,34
	E	11	23,00	18,10	25,70	2,64	11,50	24,51	21,00	26,30	1,82	7,44	17,91	14,30	19,70	1,85	10,34
pH	A	11	6,32	6,14	6,62	0,14	2,23	6,50	6,27	6,85	0,19	2,99	6,00	5,80	6,28	0,17	2,76
	E	11	6,69	6,58	6,94	0,12	1,81	6,87	6,60	7,24	0,22	3,17	6,66	6,40	6,95	0,14	2,11
ST (mg.L-1)	A	6	631,67	590,00	680,00	39,20	6,21	756,67	656,00	792,00	50,75	6,71	1590,00	1456,00	1640,00	71,41	4,49
	E	12	274,55	215,00	385,00	55,38	20,17	346,17	216,00	480,00	93,09	26,89	607,33	380,00	772,00	117,73	19,39
Eficiência de remoção (%)		6	57,16	53,33	60,48	2,78	4,87	57,94	51,52	64,63	4,81	8,30	58,76	52,11	68,70	6,59	11,21
SST (mg.L-1)	A	6	205,83	170,00	250,00	31,05	15,09	237,50	225,00	255,00	10,84	4,56	431,67	390,00	470,00	25,82	5,98
	E	12	44,58	25,00	65,00	14,22	31,89	52,50	30,00	70,00	10,98	20,91	63,33	40,00	95,00	19,11	30,17
Eficiência de remoção (%)		6	78,99	72,73	88,37	6,02	7,62	77,43	70,21	87,23	6,86	8,86	86,64	80,23	90,91	3,92	4,53
DQO (mg.L-1)	A	6	236,21	230,00	244,51	4,77	2,02	428,67	415,70	437,10	7,03	1,64	862,59	850,10	886,48	13,83	1,60
	E	12	26,42	21,96	34,80	4,13	15,62	33,73	30,52	36,94	2,33	6,90	75,82	56,20	99,00	13,12	17,31
Eficiência de remoção (%)		6	88,42	85,12	90,69	1,98	2,24	92,30	91,91	92,88	0,38	0,41	91,72	89,97	93,39	1,41	1,54
DBO (mg.L-1)	A	2	155,50	151,00	160,00	6,36	4,09	261,00	257,00	265,00	5,66	2,17	706,50	705,00	708,00	2,12	0,30
	E	2	61,50	58,00	65,00	4,95	8,05	77,50	70,00	85,00	10,61	13,69	215,00	210,00	220,00	7,07	3,29
Eficiência de remoção (%)		2	60,45	59,38	61,59	1,57	2,59	70,31	66,93	73,58	4,71	6,70	69,57	68,93	70,21	0,91	1,31
Turbidez (UNT)	A	6	41,33	32,00	50,00	6,68	16,17	44,17	38,00	48,00	3,37	7,63	104,67	70,00	144,00	30,83	29,45
	E	12	10,42	8,00	12,00	1,31	12,59	10,83	9,00	13,00	1,34	12,34	14,33	11,00	16,00	1,37	9,56
Eficiência de remoção (%)		6	74,78	71,88	78,00	2,15	2,88	76,56	73,33	81,25	2,85	3,72	84,93	80,00	88,89	3,90	4,59
AB (mg.L-1)	A	6	89,29	72,76	102,40	12,37	13,85	144,79	138,76	148,96	3,92	2,71	109,26	77,70	144,80	22,16	20,28
	E	12	154,54	148,19	159,48	3,16	2,04	184,26	171,48	193,48	5,93	3,22	218,63	194,44	241,60	12,61	5,77
AV (mg.L-1)	A	6	33,87	26,40	44,00	7,79	23,00	32,73	24,00	48,00	10,58	32,33	139,53	120,00	168,00	18,33	13,14
	E	12	10,20	7,20	14,40	2,38	23,33	13,37	10,00	16,80	2,25	16,87	30,10	20,00	40,00	6,71	22,30
Relação AV/AB	E	12	0,07	0,05	0,09	0,01	22,34	0,07	0,05	0,09	0,01	16,96	0,14	0,09	0,19	0,03	23,82
N-amoniacoal (mg.L-1)	A	4	3,05	2,66	3,50	0,45	14,72	7,14	6,86	7,70	0,38	5,31	16,10	12,60	18,20	2,42	15,06
	E	4	9,42	8,40	9,80	0,68	7,22	12,95	12,60	14,00	0,70	5,41	26,25	23,80	28,00	2,10	8,00

Legenda: A – Afluente; E – Efluente; N - número amostral; Méd. - valores médios, Mín – valores mínimos; Máx. – valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; AB – Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; ST – Sólidos totais; SST – Sólidos Suspensos Totais; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-amoniacoal – Nitrogênio amoniacoal.

Fonte: Autoria própria (2019).

Apêndice B - Resultados dos parâmetros físico-químicos do reator UAHB quando submetido a mudança de carga orgânica volumétrica.

Parâmetro	Ponto de coleta	N	(Tratamento VII) 12 h - 250 mgO <sub>2</sub> .L-1					(Tratamento VIII) 12 h - 400 mgO <sub>2</sub> .L-1					(Tratamento IX) 12 h - 850 mgO <sub>2</sub> .L-1				
			Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)	Méd	Min	Máx	DVP	CV (%)
Temp. líquido	A	11	21,76	20,00	23,00	1,12	5,14	16,92	13,80	19,50	2,18	12,87	19,05	18,70	19,50	0,24	1,25
	E	11	21,35	19,60	22,60	1,16	5,44	19,24	13,80	22,50	3,20	16,62	19,01	18,30	19,70	0,46	2,40
pH	A	11	6,43	6,22	6,90	0,19	2,89	7,68	7,50	7,82	0,09	1,15	7,30	6,65	7,73	0,33	4,50
	E	11	6,40	6,29	6,58	0,08	1,32	7,03	6,84	7,49	0,20	2,78	6,76	6,50	6,93	0,12	1,73
ST (mg.L-1)	A	6	611,33	596,00	632,00	15,06	2,46	706,33	692,00	732,00	14,11	2,00	1811,33	1708,00	1968,00	113,49	6,27
	E	12	347,33	308,00	380,00	20,53	5,91	387,33	360,00	420,00	20,58	5,31	798,00	708,00	856,00	44,07	5,52
Eficiência de remoção (%)		6	44,96	42,41	49,01	2,25	5,01	47,13	45,40	49,45	1,64	3,47	56,00	50,00	64,02	5,52	9,87
SST (mg.L-1)	A	6	191,67	185,00	195,00	4,08	2,13	210,83	185,00	260,00	28,88	13,70	555,83	530,00	590,00	26,35	4,74
	E	12	76,82	60,00	85,00	7,17	9,33	90,91	75,00	120,00	14,80	16,28	230,91	200,00	255,00	16,40	7,10
Eficiência de remoção (%)		6	57,81	55,26	61,54	2,23	3,85	57,94	53,85	59,46	2,24	3,86	58,29	54,13	63,96	3,45	5,92
DQO (mg.L-1)	A	6	243,90	220,97	276,61	22,67	9,30	405,36	387,89	415,70	9,42	2,32	856,17	852,24	858,66	2,50	0,29
	E	12	51,56	39,08	56,20	5,23	10,14	75,46	69,04	81,88	3,76	4,99	142,46	135,38	148,22	3,94	2,77
Eficiência de remoção (%)		6	78,80	75,54	81,23	2,04	2,59	81,38	80,55	82,61	0,68	0,84	83,56	83,24	83,86	0,24	0,28
DBO (mg.L-1)	A	2	172,50	167,00	178,00	7,78	4,51	216,00	212,00	220,00	5,66	2,62	760,00	750,00	770,00	14,14	1,86
	E	2	91,50	90,00	93,00	2,12	2,32	112,50	110,00	115,00	3,54	3,14	295,00	290,00	300,00	7,07	2,40
Eficiência de remoção (%)		2	46,93	46,11	47,75	1,16	2,48	47,88	45,75	50,00	3,00	6,27	61,19	61,04	61,33	0,21	0,34
Turbidez (UNT)	A	6	41,33	37,00	47,00	3,33	8,05	43,83	40,00	50,00	4,31	9,83	83,67	71,00	90,00	7,15	8,54
	E	12	17,50	17,00	18,00	0,52	2,98	16,75	15,00	20,00	1,36	8,10	23,17	22,00	25,00	0,94	4,05
Eficiência de remoção (%)		6	57,84	54,05	63,83	3,51	6,07	59,94	50,00	68,00	6,81	11,36	71,91	66,20	74,44	3,07	4,27
AB (mg.L-1)	A	6	67,24	52,74	85,86	12,61	18,75	125,11	121,26	133,02	4,19	3,35	153,75	124,80	183,32	17,38	11,30
	E	12	115,07	94,66	132,22	9,72	8,45	155,87	144,38	166,37	6,71	4,31	249,37	234,44	261,88	8,01	3,21
AV (mg.L-1)	A	6	34,40	32,00	38,40	2,47	7,17	37,40	26,40	46,00	7,10	19,00	114,80	108,00	124,80	7,65	6,67
	E	12	19,27	16,00	24,00	2,60	13,51	19,90	16,00	24,00	2,03	10,18	37,27	32,00	40,80	2,28	6,12
Relação AV/AB	E	12	0,17	0,12	0,22	0,03	19,63	0,13	0,10	0,16	0,01	12,35	0,15	0,12	0,16	0,01	6,72
N-amoniacoal (mg.L-1)	A	4	2,10	1,40	2,80	0,81	38,49	6,48	5,60	7,00	0,67	10,35	18,55	15,40	21,00	2,39	12,89
	E	4	7,35	7,00	8,40	0,70	9,52	10,85	9,80	12,60	1,34	12,35	37,80	35,00	40,60	2,56	6,76

Legenda: A – Afluente; E – Efluente; N - número amostral; Méd. - valores médios, Min – valores mínimos; Máx. – valores máximos; DVP - desvio padrão; CV - coeficiente de variação; AB – Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; ST – Sólidos totais; SST – Sólidos Suspensos Totais; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-amoniacoal – Nitrogênio amoniacoal.

Fonte: Autoria própria (2019).