

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE AMBIENTAL  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

RAFAELA AGRELA DOS REIS

**A INFLUÊNCIA DE MEIOS SUPORTES NO COMPORTAMENTO  
HIDRODINÂMICO DE REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-  
AERÓBIO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO

2015

RAFAELA AGRELA DOS REIS

**A INFLUÊNCIA DE MEIOS SUPORTES NO COMPORTAMENTO  
HIDRODINÂMICO DE REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-  
AERÓBIO**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II (TCC 2), do curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Câmpus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Cristiane Kreutz

Co-orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Karina Querne de Carvalho Passig

CAMPO MOURÃO

2015



Ministério da Educação  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Campus Campo Mourão  
Diretoria de Graduação e Educação Profissional  
Departamento Acadêmico de Ambiental - DAAMB  
Curso de Engenharia Ambiental



---

## TERMO DE APROVAÇÃO

### A INFLUÊNCIA DE MEIOS SUPORTES NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE REATORES COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIO

por

RAFAELA AGRELA DOS REIS

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 07 de dezembro de 2015 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Cristiane Kreutz

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Karina Querne de Carvalho Passig

---

Prof. Dr. Eudes José Arantes

---

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

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

## **DEDICATÓRIA**

Este trabalho de conclusão de curso é dedicado ao Deus Onipotente, Onisciente e Onipresente pela direção e provisão em todo tempo. Assim diz Sua Palavra: "Eu sou a videira; vocês são os ramos. Se alguém permanecer em mim e eu nele, esse dá muito fruto; pois sem mim vocês não podem fazer coisa alguma." (João 15:5)

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por me agraciar diariamente permitindo a vida. Por me sustentar nos momentos de fraqueza, por me capacitar e pelo privilégio de obter essa conquista.

Aos meus pais, Dionéia e Reinaldo, por acreditarem no meu potencial, por me encorajarem desde o início para trilhar esta longa jornada em busca da concretização deste sonho, por investirem em mim todos os recursos que puderam. Em especial a minha querida mãe que, de forma muito amorosa, me acalmou nos momentos de ansiedade, sutilmente direcionando meus olhos ao Deus que tudo pode.

Aos meus avós paternos, Maria Aparecida e Nelson, e a minha avó materna, Dalzira, tão amáveis, por sempre me receberem com alegria nos períodos de férias.

A toda minha família, por todo carinho e suporte que me deu.

Aos meus amados, Carla Cunha, Felipe Damaceno, Santiago Pereira e Vinícius Lima. Como foi doce e abençoada essa caminhada ao lado de vocês. Inúmeras foram as tristezas divididas e alegrias compartilhadas. Com vocês derivei, integrei, sorri, chorei, caí e levantei. Parceiros, amigos e irmãos, sentirei saudades. Vocês são presente de Deus em minha vida!

A todos meus amigos ourinhenses, principalmente a Juliana Dias, Fernanda Volpe, Geilma Simioni e Lucas Frazon, amigos de longas datas. A Marcela Pradella, minha melhor amiga, quem sempre me encorajou e transmitiu paz com suas palavras e gestos de carinho.

Ao pastor Diego Bitencourt e a toda galera da Calvary Campo.

A minha querida orientadora Cristiane Kreutz por ter me concedido a primeira oportunidade de realizar um projeto na universidade, pela paciência e confiança. A professora Karina Carvalho pelo suporte e co-orientação, ao professor Wyrllen Souza pelo auxílio na análise estatística, aos professores Eudes Arantes e Fernando Passig pelas contribuições e a todos os professores do DAAMB que contribuíram para meu desenvolvimento profissional e pessoal. Também aos parceiros de iniciação científica, Carolina Morales e Rafael Carard, pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho, pelos bons e maus momentos no LABSAN.

Aos colegas do estágio no Ministério Público do Estado do Paraná, principalmente à galera da Bacia do Alto Ivaí, Thalita Rosa, Ana Basane, Fernanda Hauagge e Luciano Pretzel. Em especial a Dra. Rosana Araújo de Sá Ribeiro, por todos os ensinamentos e amizade.

Por fim, a todos que, de perto ou longe, tiveram comigo a estranha sensação de ver a vida passar em tons azulados, no compasso de 45 minutos: muito obrigada!

“Todos querem o perfume das flores, mas poucos sujam suas mãos para cultivá-las.”

Augusto Cury

## RESUMO

REIS, R. A. dos. **A influência de meios suportes no comportamento hidrodinâmico de reatores combinados anaeróbio-aeróbio**. 2015. 78f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de meios suportes no comportamento hidrodinâmico de dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) em escala de bancada, operados com tempo de detenção hidráulica ( $\theta$ ) de 12 e 18 horas, tratando efluente bruto de abatedouro bovino. O reator 1 (R1) foi constituído de um tubo cilíndrico de *plexiglass* com volume útil de aproximadamente 4,75 L, utilizando matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura rígida de polipropileno como meio suporte para imobilização da biomassa, enquanto o reator 2 (R2) foi constituído de um tubo de PVC com volume útil de 4,3 L, utilizando *Luffa cylindrica* (L.) Roem. Foram realizadas análises físico-químicas para caracterizar o substrato e avaliar o estado de equilíbrio dinâmico aparente (EEDA). Para avaliar o comportamento hidrodinâmico foram realizados três ensaios de estímulo-resposta, tipo pulso, para cada  $\theta$  em ambos os reatores. O tempo de realização de cada ensaio foi de três vezes o  $\theta$  teórico e o traçador utilizado foi o azul de bromofenol, com coletas de amostras no intervalo de 45 min. Através dos resultados hidrodinâmicos foram determinadas as características hidráulicas e hidrodinâmicas, bem como o regime de escoamento dos fluidos e eficiência hidráulica. Posteriormente, aplicou-se o teste estatístico de Wilcoxon para verificar se existem diferenças entre os meios suportes utilizados nos reatores e o teste U de Mann-Whitney para verificar se existem diferenças entre as condições operacionais aplicadas. A partir dos resultados, verificou-se que os reatores são capazes de suportar choques de carga orgânica. No R2 foram observados melhores resultados com relação ao R1 em termos de matéria orgânica quando operados no  $\theta$  de 12 h, com médias de 77 e 59,3% de eficiência de remoção de DQO bruta e filtrada, respectivamente, enquanto que no R1 as eficiências foram de 56,7 e 47,3% para DQO bruta e filtrada, respectivamente. Quando os reatores foram operados no  $\theta$  de 18 h, os melhores resultados também foram observados no R2. Nas duas condições operacionais, os reatores tiveram maior tendência ao fluxo de mistura completa e as curvas de DTR foram melhor ajustadas ao modelo de N-CSTR, com coeficientes de correlação superiores a 0,9. No R1 operado no  $\theta$  de 12 h verificou-se média de 36,5% de volume morto e 34,0% no  $\theta$  de 18 h, enquanto no R2 não foram verificadas zonas mortas. A presença de curtos-circuitos hidráulicos foi verificada somente no R1, com eficiência hidráulica baixa para todos os ensaios, ao passo que no R2 observou-se boa eficiência, exceto em um ensaio. O escoamento foi caracterizado como laminar no R1 e R2. Por meio do teste de Wilcoxon verificou-se que não existem diferenças no comportamento hidrodinâmico devido ao meio suporte dos reatores, operados com  $\theta$  de 18 h, enquanto para o  $\theta$  de 12 h verificou-se diferença. Com o teste U de Mann-Whitney, ao comparar o R1 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h verificou-se que o reator comporta-se da mesma maneira em termos hidrodinâmicos, enquanto que para o R2 concluiu-se que existem diferenças entre as condições.

**Palavras-chave:** Efluente Bovino. Azul de bromofenol. Distribuição do tempo de residência. Wilcoxon. Mann-Whitney.

## ABSTRACT

REIS, R. A. dos. **The influence of means of support on hydrodynamic behavior of anaerobic-aerobic combined reactors.** 2015. 78p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

The aim of this study was to evaluate the influence of means of support on hydrodynamic behavior of two anaerobic-aerobic fixed bed reactors (CAAFBR) on a bench scale, operated with hydraulic retention time ( $\theta$ ) of 12 and 18 hours, treating raw wastewater from bovine slaughterhouse. The reactor 1 (R1) was composed of a cylindrical *plexiglass* tube with a volume of approximately 4.75 L, by using cubic matrices of polyurethane surrounded by rigid structure of polypropylene as means of support to immobilize the biomass, while the reactor 2 (R2) consisted of a PVC pipe with a volume of 4.3 L, utilizing *Luffa cylindrica* (L.) Roem. Physical and chemical analyzes were performed to characterize the substrate and evaluate the state of apparent dynamic equilibrium (SADE). In order to evaluate the hydrodynamic behavior, three stimulus-response tests, pulse type were taken, for each  $\theta$  in both reactors. The time of each test was three times the theoretical  $\theta$  and the tracer used was the bromophenol blue, with sample collections in the range of 45 min. Through the hydrodynamic results, hydraulic and hydrodynamic characteristics were determined, as well as the flow regime of fluids and hydraulic efficiency. Afterwards, it was applied the Wilcoxon statistical test to check for differences between the support materials used in the reactors and the Mann-Whitney U test to check for differences between the applied operating conditions. Based on the results, it was found that the reactors are able to withstand organic load shocks. On R2 better results were observed with respect to R1 in terms of organic matter when operated in the  $\theta$  12 h, with averages of 77 and 59.3% on efficiency on remotion of raw and filtered COD, respectively, while in R1 efficiencies were 56.7 and 47.3% for raw and filtered COD, respectively. When the reactors were operated on a  $\theta$  of 18h, the best results were also observed in R2. In both operating conditions, the reactors had a higher tendency to complete mixture flow and the DTR curves were better adjusted to the N-CSTR model with correlation coefficients higher than 0.9. On R1 operated in  $\theta$  of 12 h there was an average of 36.5% of dead volume and 34.0% in  $\theta$  of 18 h, while the R2 dead zones were not verified. The presence of hydraulic short circuits was observed only in R1 with low hydraulic efficiency for all the tests, whereas in R2 good efficiency was observed except in one test. The laminar flow was characterized both in R1 and R2. By means of the Wilcoxon test, it showed that there were no differences in hydrodynamic behavior because of the support means of the reactors, operated with  $\theta$  of 18h, mean while differences were spotted for  $\theta$  of 12h. With the U the Mann-Whitney test, comparing the R1 operated with  $\theta$  of 12 and 18h, it was found that the reactor behaves the same way in hydrodynamic terms, while for R2 was concluded that there are differences among the conditions.

**Keywords:** Cattle slaughterhouse effluent. Bromofenol blue. Residence time distribution. Wilcoxon. Mann-Whitney.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Desenho esquemático dos reatores R1 e R2.....	27
Figura 2 – Curvas de variação da concentração do traçador ao longo do tempo para o $\theta$ de 12 h.....	44
Figura 3 – Curvas de variação da concentração do traçador ao longo do tempo para o $\theta$ de 18 h.....	45
Figura 4 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R1 com $\theta$ de 12 h. ....	47
Figura 5 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R1 com $\theta$ de 12 h. ....	48
Figura 6 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R1 com $\theta$ de 12 h. ....	48
Figura 7 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R2 com $\theta$ de 12 h. ....	48
Figura 8 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R2 com $\theta$ de 12 h. ....	49
Figura 9 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R2 com $\theta$ de 12 h. ....	49
Figura 10 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R1 com $\theta$ de 18 h. ....	49
Figura 11 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R1 com $\theta$ de 18 h. ....	50
Figura 12 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R1 com $\theta$ de 18 h. ....	50
Figura 13 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R2 com $\theta$ de 18 h. ....	50
Figura 14 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R2 com $\theta$ de 18 h. ....	51
Figura 15 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R2 com $\theta$ de 18 h. ....	51
Figura 16 – Estatística descritiva para o R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h. ....	59
Figura 17 – Estatística descritiva para o R1 e R2 operados com $\theta$ de 18 h. ....	60
Figura 18 – <i>Box-plot</i> obtido por meio do teste de Wilcoxon ao comparar o meio suporte de R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h. ....	62
Figura 19 – <i>Box-plot</i> obtido por meio do teste de Wilcoxon ao comparar o meio suporte de R1 e R2 operados com $\theta$ de 18 h. ....	63
Figura 20 – <i>Box-plot</i> obtido por meio do teste U de Mann-Whitney ao comparar o R1 operado com $\theta$ de 12 e 18 h. ....	64
Figura 21 – <i>Box-plot</i> obtido por meio do teste U de Mann-Whitney ao comparar o R2 operado com $\theta$ de 12 e 18 h. ....	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variáveis utilizadas para obtenção da curva de DTR em função do tempo adimensional ( $\theta$ ) ...	31
Tabela 2 – Modelos uniparamétricos de dispersão e número de tanques de mistura completa em série ....	31
Tabela 3 – Parâmetros utilizados para o cálculo do número de Reynolds. ....	32
Tabela 4 – Equações para determinação do regime de escoamento, anomalias e eficiência hidráulica.....	33
Tabela 5 – Caracterização físico-química do substrato. ....	35
Tabela 6 – Resultados das análises físico-químicas do efluente de R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h.....	38
Tabela 7 – Resultados das análises físico-químicas do efluente de R1 e R2 operados com $\theta$ de 18 h.....	38
Tabela 8 – Resultados dos ajustes aos modelos uniparamétricos para R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h. ...	53
Tabela 9 – Resultados dos ajustes aos modelos uniparamétricos para R1 e R2 operados com $\theta$ de 18 h. ...	53
Tabela 10 – Coeficientes de correlação ( $r^2$ ) obtidos com ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos para R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h e 18 h.....	54
Tabela 11 - Resultados das de anomalias e eficiência hidráulica de R1 e R2 operados com $\theta$ de 12 h.....	56
Tabela 12 - Resultados das de anomalias e eficiência hidráulica de R1 e R2 operados com $\theta$ de 18 h.....	56
Tabela 13 - Resultados do teste de Shapiro-Wilk para $\theta$ de 12 h.....	61
Tabela 14 - Resultados do teste de Lilliefors para $\theta$ de 18 h. ....	61
Tabela 15 - Resultados do teste de Wilcoxon para os reatores operados com $\theta$ de 12 h.....	62
Tabela 16 - Resultados do teste de Wilcoxon para os reatores operados com $\theta$ de 18 h.....	63
Tabela 17 - Resultados do teste U de Mann-Whitney para o R1 operado com $\theta$ de 12 e 18 h.....	64
Tabela 18 - Resultados do teste U de Mann-Whitney para o R2 operado com $\theta$ de 12 e 18 h.....	65

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

- $\mu_L$  - viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s);
- AB – Alcalinidade a Bicabornato;
- AV – Ácidos Voláteis;
- $C_i$  - Concentração do traçador;
- $D/\mu L$  – Número de dispersão;
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- $D_p$  - diâmetro da partícula (m);
- DQO – Demanda Química de Oxigênio;
- DTP - Distribuição de tamanho de partículas
- DTR – Distribuição do Tempo de Residência;
- EEDA – Estado de Equilíbrio Dinâmico Aparente
- $E_i$  - Curva de distribuição de idade de saída do traçador;
- $E_\theta$  – Curva de distribuição do tempo de detenção hidráulica;
- $\varepsilon$  - porosidade do leito fixo.
- GD – Grande Dispersão;
- LABSAN – Laboratório de Saneamento
- N – Número de Reatores em Série;
- N-CSTR – Tanques de mistura completa em série;
- OD – Oxigênio Dissolvido;
- PD – Pequena Dispersão;
- pH – Potencial Hidrogeniônico;
- PVC - Policloreto de vinila;
- $r^2$  – Coeficiente de correlação;
- RAALF – Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo;
- RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo;
- RCAALF – Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo;
- Re – Número de Reynolds;
- rpm – Rotação por minuto;
- S - Área sob a curva de concentração (tempo);
- SST – Sólidos suspensos totais;
- ST – Sólidos totais;

$T_i$  - Tempo inicial;

$T_L$  – Temperatura do líquido;

$t_R$  - Tempo médio de residência da curva de DTR;

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*;

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná;

$V_a$  – Volume ativo do reator;

$V_d$  – Volume de zonas mortas;

$V_s$  - velocidade superficial do fluido ( $m.s^{-1}$ );

$V_t$  – Volume total do reator;

$\theta$  - Tempo de residência médio (adimensional);

$\theta$  – Tempo de Detenção Hidráulica;

$\lambda$  – Eficiência hidráulica;

$\mu$  - Viscosidade dinâmica do fluido;

$\rho_L$  - massa específica do fluido ( $kg.m^{-3}$ );

$\sigma^2_\theta$  – Variância;

$\Psi$  – Curtos-circuitos hidráulicos.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>15</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
3.1 ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ABATEDOURO BOVINO .....	16
3.2 REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RCAALF).....	17
3.3 HIDRODINÂMICA E HIDRÁULICA DE BIORREATORES .....	19
3.4 MEIO SUPORTE PARA IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA .....	24
3.5 TESTES ESTATÍSTICOS .....	25
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
4.1 APARATO EXPERIMENTAL .....	27
4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	28
4.2.1 Ensaios Hidrodinâmicos .....	29
4.2.2 Determinação das Características Hidrodinâmicas e Hidráulicas.....	32
4.2.3 Análise Estatística .....	33
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>35</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO.....	35
5.2 AVALIAÇÃO DO ESTADO DE EQUILÍBRIO DINÂMICO APARENTE (EEDA).....	37
5.2 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS .....	43
5.3 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA E HIDRÁULICA.....	56
5.3.1 Curtos-Circuitos Hidráulicos, Zonas Mortas e Eficiência Hidráulica.....	56
5.3.2 Número de Reynolds .....	58
5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	59
5.4.1 Estatística Descritiva .....	59
5.4.2 Testes de Normalidade .....	61
5.4.3 Teste de Wilcoxon.....	62
5.4.4 Teste U de Mann-Whitney.....	63
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A legislação brasileira em caráter ambiental é extremamente vasta e muitas vezes de difícil aplicação. Os resíduos líquidos gerados em abatedouros bovinos e demais efluentes líquidos são regulados, em âmbito federal, especificamente pela Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011), na qual é alterada e complementada a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005).

Os efluentes líquidos provenientes de abatedouros bovinos são basicamente constituídos de gordura, esterco, sangue e ainda conteúdo estomacal e intestinal não digeridos, o que os caracteriza com elevada carga orgânica (PACHECO; YAMANAKA, 2006). Desta forma, estes requerem tratamento adequado para não contaminação das águas superficiais e subterrâneas, bem como para não causarem prejuízos à fauna e a flora, uma vez que a elevada concentração de matéria orgânica depositada em corpos receptores reduz significativamente a quantidade de oxigênio dissolvido disponível para adequada manutenção da vida no meio.

De acordo com estudos realizados por Aguilar et al. (2002), as características físico-químicas destes efluentes possuem algumas variações, sendo pH de 6,24 a 7,85, DQO na faixa de 3.979 a 7.125 mg/L, DBO de 2.035 – 4.200 mg/L e sólidos suspensos na faixa de 284 a 2.660 mg/L. Para escolha do processo de tratamento ideal deve-se levar em consideração tanto as características do efluente gerado, como também as características do corpo hídrico, sua capacidade de autodepuração e os limites previstos na legislação.

Frente à necessidade de tratamento destes resíduos, torna-se lógico que se deva considerar a melhor tecnologia disponível quando esta oferecer vantagens com relação a outras técnicas, quer seja no sentido econômico, técnico ou ambiental. Há atualmente diversos processos de tratamento, mas, tratando-se de resíduos com elevadas cargas orgânicas, os comumente indicados são os biológicos.

Nesse sentido, os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio são considerados viáveis no que tange ao tratamento de efluentes da agroindústria, pois apresentam inúmeras vantagens quando comparados a sistemas de tratamento isolados (SONOBE, 2011). Todavia, é preciso atentar-se para uma série de fatores que interferem no tratamento anaeróbio-aeróbio, especialmente em biorreatores, dentre eles, o comportamento hidrodinâmico do fluido, pois de acordo com estudos realizados por De Nardi, Zaiat e Foresti (1997), tanto o desempenho

quanto a eficiência dos reatores estão relacionados com as características de escoamento do fluido.

Siqueira, Reisen e Teixeira (1999) apontam que algumas espécies de anomalias encontradas na avaliação do comportamento hidrodinâmico de reatores são responsáveis pelos desvios entre o regime real e ideal de escoamento. Tais anomalias reduzem o volume útil dos reatores e por consequência o tempo de detenção hidráulica do fluido, de forma a prejudicar o desempenho dos processos no tratamento de efluentes (LEVENSPIEL, 2000; CARVALHO et al., 2008). Dentre tais anomalias, destacam-se os curtos-circuitos hidráulicos, zonas mortas e formação de caminhos preferenciais.

Por tais razões, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de meios suportes no comportamento hidrodinâmico de reatores anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), operados em escala de bancada e submetidos a diferentes tempos de detenção hidráulica, tratando efluente bruto de abatedouro bovino.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência de meios suportes no comportamento hidrodinâmico de reatores anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), em escala de bancada, tratando efluente bruto de abatedouro bovino.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Visando atingir o objetivo geral, o presente trabalho teve os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a estabilidade e eficiência operacional dos RCAALF quanto à remoção de matéria orgânica, quando submetidos ao tempo de detenção hidráulica ( $\theta$ ) de 12 e 18 h;
- Realizar ensaios hidrodinâmicos de estímulo-resposta tipo pulso, utilizando azul de bromofenol como traçador;
- Determinar as características hidráulicas e hidrodinâmicas: número de Reynolds, volume de zonas mortas, presença de curtos-circuitos hidráulicos e eficiência hidráulica nas diferentes condições operacionais dos reatores;
- Verificar por meio do teste estatístico de Wilcoxon se há diferenças entre os meios suportes utilizados em ambos reatores no que se refere ao comportamento hidrodinâmico;
- Verificar por meio do teste estatístico U de Mann-Whitney se há diferenças entre as vazões volumétricas em ambos reatores no que se refere ao comportamento hidrodinâmico.



### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ABATEDOURO BOVINO

A geração de efluentes líquidos nos abatedouros bovinos tem relação diretamente proporcional ao crescimento dessas indústrias para atender a demanda mercadológica. De acordo com Pacheco e Yamanaka (2006), esses efluentes apresentam frações de gordura, esterco, sangue e conteúdo estomacal e intestinal não digeridos em sua composição.

Na maior parte dos processos industriais são gerados grandes volumes de efluentes, pois são consumidos elevados volumes de água, sendo que 80 a 95% da água consumida são descarregadas como efluente líquido (DIAS; CASTRO, 2011). Para Sperling (1996), o consumo de água em matadouros bovinos varia em torno de 0,3 a 0,4 m<sup>3</sup> por cabeça de boi abatido. Segundo Dias e Castro (2011) esse valor pode chegar a 2,5 m<sup>3</sup> e varia de acordo com o processo industrial utilizado.

Teixeira (2006) aponta que estes efluentes têm elevada carga de material orgânico e, por conseguinte, elevada demanda bioquímica de oxigênio e elevada demanda química de oxigênio (DQO). Para Braile e Cavalcanti (1993), as águas residuárias oriundas de abatedouros são caracterizadas com elevadas cargas de sólidos em suspensão, nutrientes, material flotável, graxos, sólidos sedimentáveis e DBO que varia de 800 a 32.000 mg/L. Segundo Pacheco e Yamanaka (2006) a carga poluidora de DBO varia entre 1 a 5 kg por boi abatido e a concentração total de DBO no efluente varia de 1.250 a 3.760 mg/L. Já de acordo Sperling (1996) essa concentração pode variar entre 15.000 a 20.000 mg/L, com carga específica entre 4 a 10 kg/unid.

Com base em estudos realizados por Aguilar et al. (2002), as características físico-químicas desses efluentes possuem algumas variações, sendo pH entre 6,24 a 7,85, DQO na faixa de 3.979 a 7.125 mg/L, DBO de 2.035 a 4.200 mg/L e sólidos suspensos na faixa de 284 a 2.660 mg/L, dentre outras.

Sabe-se que nutrientes como fósforo e nitrogênio estão presentes em diversos efluentes que atualmente são gerados em processos industriais. Esses nutrientes são essenciais ao desenvolvimento de espécies vegetais e demais organismos vivos, todavia, quando lançados em altas concentrações nos corpos receptores podem acarretar sérios prejuízos ao meio ambiente, pois possibilita o crescimento excessivo de plantas aquáticas e a consequente

redução da concentração de oxigênio dissolvido, o que torna o ambiente eutrofizado (FIGUEIRÊDO et al., 2007).

Isoldi e Koetz (2004) destacam que compostos nitrogenados como a amônia e o nitrito podem afetar a vida aquática devido a sua toxicidade. Para Dongen, Jetten e Loosdrecht (2001), a amônia livre afeta o sistema nervoso central dos organismos aquáticos de forma a reduzir a capacidade de consumir oxigênio, além de os tornarem mais susceptíveis à doenças.

Lima (2012) atenta também para os coliformes totais, fecais e *streptococcus* fecais presentes devido às fezes dos animais. Como se sabe, normalmente tais microrganismos não são patogênicos, todavia, a presença destes é um indicativo dos patogênicos como a *Salmonella* spp, *Ascaris* sp., *Giardia lamblia* e outros, uma vez que necessitam de condições similares para viver.

Nesse sentido, ao se considerar as características e frente a necessidade de tratamento adequado desses resíduos, o tratamento biológico é recomendado. Estudos têm sido realizados em biorreatores de diversas configurações a fim de avaliar a eficiência destes no tratamento de efluentes líquidos.

### 3.2 REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RCAALF)

O tratamento biológico em reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF), tem sido estudado com o intuito de avaliar a eficiência e a viabilidade de sua aplicação em escala industrial para tratar diversos resíduos líquidos de modo que atenda a legislação ambiental vigente e diminua os impactos nocivos ao meio ambiente e à saúde pública.

De acordo com Silva e Nour (2002), a combinação de um sistema anaeróbio com um aeróbio possibilita a maximização das vantagens de cada um deles. O anaeróbio, por exemplo, tem baixa formação de lodo e elevado grau de estabilização, enquanto o aeróbio possibilita maior eficiência do efluente tratado. Estes biorreatores combinados constituem-se de um sistema de tratamento e de manutenção relativamente simples e sua confecção não demanda materiais muito sofisticados. Chernicharo (2006) também salienta que a combinação destas duas fases de tratamento apresenta inúmeras vantagens quando comparada aos demais sistemas convencionais, destacando-se os baixos custos de implantação e operação.

Segundo Araújo Júnior (2006), os sistemas combinados anaeróbios-aeróbios são promissores, em especial quando o assunto é redução da matéria orgânica e a remoção de nutrientes. Da mesma maneira, para Kreutz (2012) a configuração de um sistema anaeróbio-aeróbio apresenta respostas positivas com relação a variação de carga orgânica e choques hidráulicos.

Tratando-se de efluentes com elevado potencial poluidor, Chan et al. (2009) destacaram que sistemas anaeróbios são muito utilizados devido a elevada DQO, ao potencial energético e a geração reduzida de lodo. Para Zaiat (2003), os reatores anaeróbios necessitam de maiores tempos de detenção hidráulica do que outros, haja vista que as velocidades de conversão da matéria orgânica são mais lentas, uma vez que as velocidades de crescimento dos microrganismos anaeróbios também é baixa.

Além as inúmeras vantagens que a combinação dos sistemas apresenta, há que se considerar também suas desvantagens. Wang, Suidan e Rittman (1986) apontam para tais desvantagens, dentre as quais destacam a sensibilidade frente a descargas tóxicas, menor estabilidade operacional, necessidade de tratamento posterior, bem como entupimentos e colmatação do leito.

Oliveira Netto (2007) ao estudar um reator combinado anaeróbio-aeróbio vertical de leito fixo, verificou que a remoção de DQO chegou a 80% no  $\theta$  de 10h. Ao inserir ar na fase aeróbia do sistema, verificou que a remoção subiu para 95%. O autor concluiu que o reator apresentou elevada remoção de matéria orgânica e nitrogênio, bem como estabilidade operacional.

Araújo Júnior (2006) também verificou o comportamento de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, operado com fluxo contínuo e regime de escoamento ascendente em diferentes tempos de detenção hidráulica. O autor observou que os melhores resultados foram obtidos quando o reator foi operado com  $\theta$  de 21h na zona anaeróbia e 14h na zona aeróbia, sendo as eficiências médias de remoção de NTK, NT e DQO de 94, 77 e 97%, constatando viabilidade no uso de reator combinado.

Kreutz (2012) estudou um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para tratamento de efluente bovino, o qual operou com tempo de detenção hidráulica de 14 horas, sendo verificada eficiência de 58, 66, 66 e 84% para DQO bruta, DQO filtrada, ST e SST, respectivamente.

Rodrigues (2015) avaliou dois RCAALF operados simultaneamente tratando efluente bruto de abatedouro bovino. Quando operado com  $\theta$  de 12 horas os resultados foram satisfatórios no que se refere à eficiência de remoção de matéria orgânica, com médias de 68 e

76% de DQO bruta e filtrada, respectivamente para o primeiro reator e 57 e 63% para o outro. Já no  $\theta$  de 18 h a autora verificou que houve diminuição da eficiência, sendo 49 e 60% de DQO bruta e filtrada, respectivamente para o primeiro reator e 52 e 51% para o segundo.

Uma das grandes dificuldades do uso de processos combinados para tratamento de efluentes está em encontrar uma condição ideal para operação do sistema, a fim de alcançar estabilidade e eficiência (BODIK et al., 2003). Nesse sentido, os RCAALF assim como outros sistemas, requerem monitoramento constante, tanto dos mecanismos físicos de operação do equipamento, quanto químicos e biológicos.

### 3.3 HIDRODINÂMICA E HIDRÁULICA DE BIORREATORES

Ao se falar em eficiência de tratamento e desempenho de reatores biológicos é imprescindível o estudo do comportamento hidrodinâmico, pois o escoamento do fluido dentro desses equipamentos dificilmente é considerado ideal. Segundo Carvalho et al. (2008), através do conhecimento da hidrodinâmica do reator é possível identificar problemas relativos às falhas operacionais e de projeto, capazes de prejudicar a eficiência de tratamento, causando redução do volume útil e do tempo de detenção hidráulica.

Hanisch e Pires (1996) acrescentam que o conhecimento dos mecanismos hidrodinâmicos é de suma importância na avaliação do desempenho dos reatores biológicos, principalmente para a otimização da sua geometria. Para os autores, uma das falhas mais comuns são as deficiências na distribuição do afluente que podem formar caminhos preferenciais, regiões de volume morto e curtos-circuitos hidráulicos.

De modo geral, reatores podem ser classificados como de fluxo contínuo ou intermitente (batelada). Tratando-se de reatores de fluxo contínuo, destacam-se dois modelos que descrevem o comportamento ideal do fluido, o de mistura completa e o de fluxo pistonado (LEVENSPIEL, 2000). De acordo com o mesmo autor, o modelo de mistura completa é caracterizado pela mistura perfeita proporcionada pela agitação do fluido e na qual se obtém a concentração na saída do reator igual a concentração no interior do mesmo, ao passo que, segundo Sperling (1996), no modelo de fluxo em pistão todas as partículas permanecem no reator por um igual período de detenção hidráulica, sem misturas longitudinais, pois o fluxo se processa como um êmbolo, deixando o reator na mesma ordem em que entrou.

No entanto, sabe-se que na prática estes dois modelos dificilmente ocorrem, uma vez que são idealizações perfeitas de comportamento cinético e hidráulico. Tal fato é justificado pela presença de desvios de idealidade, também chamados de anomalias, tais como curtos-circuitos hidráulicos, caminhos preferenciais, zonas mortas, dentre outros, que para Passig (2005) podem prejudicar a eficiência do tratamento de efluentes devido à redução do volume útil do equipamento e do tempo necessário para o bom desempenho dos microrganismos.

Segundo Ribeiro (2007), os curtos-circuitos hidráulicos são caminhos preferenciais percorridos por partículas que resultam em um tempo de detenção hidráulica ( $\theta$ ) real menor que o teórico, enquanto os canais preferenciais constituem-se de caminhos pelos quais o fluido percorre facilmente no interior do reator, o que resulta no adiantamento da resposta do traçador. As zonas mortas são regiões do reator onde as partículas permanecem por um período de tempo elevado e apresentam atraso na resposta do traçador, podendo ser identificadas através de caudas longas nas curvas experimentais (SIQUEIRA; TEIXEIRA, 1999).

Apesar da presença de anomalias, o comportamento hidrodinâmico de um reator pode ser considerado ideal dentro de uma faixa de erro aceitável (TOSCANI, 2010). Para tanto, o estudo do comportamento não-ideal, descrito pelos conceitos de distribuição de tempos de residência (DTR), pode ajudar no estabelecimento do padrão de mistura, seja ele de fluxo pistonado, de mistura completa ou ambos.

Sabe-se que os elementos do fluido percorrem diferentes trajetos no interior do reator e gastam diferentes tempos para atravessarem todo o equipamento. A este tempo gasto dá-se o nome de distribuição do tempo de residência (DTR) do fluido, um importante parâmetro na caracterização hidrodinâmica de reatores que serve como um parâmetro quantitativo para a avaliação de desempenho no tratamento de efluentes (BRANDÃO, 2001).

De acordo com estudos realizados por Morgan-Sagastume, Jiménez e Noyola (1999) com base no índice alternativo para interpretação de curvas de DTR, tem-se que quando estas curvas apresentam altura elevada e pequena excentricidade indica maior tendência ao de fluxo em pistão, ao passo que quando a altura for menor com longa excentricidade representa o padrão de mistura completa. Para Zeng et al. (2013), a curva de DTR é considerada uma eficiente ferramenta para investigar o comportamento hidrodinâmico em meios porosos. Segundo Souza (2012), a maneira mais simples e direta para obtenção das curvas de DTR é através do uso de traçadores, empregando-se a técnica de estímulo e resposta.

Além desse fator, Levenspiel (2000) aponta que através destas curvas pode-se observar o efeito de cauda longa que normalmente ocorre devido aos fenômenos de difusão em zonas mortas, adsorção do traçador na biomassa ou presença de curto-circuito hidráulico.

Segundo Sperling (1996), existem alguns modelos como o modelo matemático de dispersão que é subdividido em pequena e grande intensidade e o modelo de tanques em série (N-CSTR). A partir dos resultados obtidos por meio destes modelos, juntamente com a interpretação das curvas de DTR, é possível fazer aproximações para os modelos hidrodinâmicos ideais.

De acordo com o mesmo autor, o fluxo disperso é considerado intermediário, ou seja, suas características estão entre o padrão de mistura completa e fluxo pistonado, porém, como é difícil a modelagem deste tipo de fluxo, faz-se uma aproximação aos modelos considerados ideais.

O modelo de dispersão indica se no interior do reator ocorre dispersão de pequena ou grande intensidade, ou também pode-se dizer baixa ou alta dispersão, com base na razão do número de dispersão representada por  $D/\mu L$ . Quando os valores de  $D/\mu L$  são muito grandes significa que o sistema é perfeitamente misturado, enquanto valores iguais a zero o escoamento é tubular. Tendo em vista os estudos realizados até então, o modelo de dispersão reflete de modo adequado o escoamento em leitos preenchidos, bem como o escoamento turbulento em tubos (LEVENSPIEL, 2000).

Kreutz (2012) em seus estudos verificou que à medida que ocorre o aumento do grau de dispersão de grande intensidade, o número de tanques em série é reduzido, o que indica maior tendência do sistema ao comportamento hidrodinâmico de mistura completa.

O modelo de tanques em série, fundamentado no parâmetro unitário (N), juntamente ao fluxo disperso, também auxilia na aproximação aos modelos ideais, pois quando o volume total é distribuído em uma única célula, o sistema se comporta como mistura completa, ao passo que, quando o volume é distribuído em infinitos tanques, há uma maior tendência ao fluxo em pistão. Já os valores de tanques intermediários dependem de melhor interpretação e simulam o fluxo disperso, podendo indicar tanto o padrão de mistura completa quanto o pistonado (SPERLING, 1996).

Para realização de ensaios hidrodinâmicos, Fogler (1999) indica o uso de traçadores e atenta que para sua escolha, devendo este ser de fácil detecção e não reativo, além de apresentar boa solubilidade na mistura. Souza (2012) acrescenta que o traçador ideal deve possuir as seguintes características: não reatividade, não adsorção pela matéria orgânica ou leito e paredes do reator, deve ser solúvel no meio estudado, deve possuir características

similares a do afluente, baixo custo, deve ser estável no tempo, apresentar compatibilidade entre a solubilidade e a faixa de leitura nos aparelhos de detecção. De acordo com Jiménez et al. (1998), a partir do estudo com traçadores com baixo coeficiente de difusão e elevado peso molecular são obtidos resultados que aproximam-se melhor aos modelos teóricos.

Segundo Morgan-Sagastume, Jiménez e Noyola (1999), mediante estudos com traçadores é possível identificar desvios de idealidade, bem como quantificar o volume de zonas mortas e curtos-circuitos hidráulicos.

Aliado a isso, o uso de traçador na técnica de estímulo-resposta consiste basicamente em analisar a resposta do sistema a um estímulo interno, sendo o tipo pulso o mais usual (LEVENSPIEL, 2000). Um dos traçadores comumente utilizados é o azul de bromofenol devido a fácil detecção deste, elevada recuperação da massa injetada, estabilidade e segurança no manuseio (DE NARDI; ZAIAT; FORESTI, 1999).

Souza (2012) destaca que os ensaios hidrodinâmicos realizados aplicando-se a técnica de estímulo-resposta tipo pulso é comumente utilizada. Ensaio de estímulo-resposta utilizando traçadores foram realizados por autores como De Nardi, Zaiat e Foresti (1999), Passig e Blundi (1999), Prado (2006), Carvalho et al. (2008), Almeida (2010), Kreutz (2012), Belini et al. (2012), Nascimento Júnior (2013), Rodrigues (2015), dentre outros.

No entanto, apesar de ser indicada a técnica de estímulo-resposta e o uso de traçadores, De Nardi, Zaiat e Foresti (1997) ressaltam que trata-se de um método que requer cuidados especiais, principalmente quando se refere a equipamentos de leito fixo. Por meio de seus estudos, os autores verificaram que diferentes traçadores forneceram resultados diferentes sobre o comportamento hidrodinâmico real do reator, o que pode levar a conclusões equivocadas. Nesse sentido, recomendam que para obtenção de resultados confiáveis, o ideal é testar vários traçadores.

Belini et al. (2012) estudaram o comportamento hidrodinâmico para tratamento de efluente bovino e verificaram que o mesmo se comportou como tanques de mistura completa em série operando em uma fase com aeração e outra com aeração e recirculação de 50% do efluente, e como fluxo pistonado na fase sem aeração e sem recirculação, todos operados no tempo de detenção hidráulica de 14 horas, utilizando eosina Y como traçador. Os autores observaram melhores resultados na fase com aeração e recirculação devido a não ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos, pouca formação de zonas mortas e eficiência hidráulica de aproximadamente 57,5 %. Autores como Freitas (2013), Nascimento Júnior (2013) e Rodrigues (2015) observaram maior tendência ao fluxo de mistura completa em RCAALF tratando efluente bruto de abatedouro bovino.

Carvalho et al. (2008) ao avaliarem o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado continuamente com esgoto doméstico, observaram que o atraso na resposta do traçador nos  $\theta$  avaliados ocorreu devido a existência de zonas mortas no interior do reator, além de uma possível adsorção do traçador na biomassa.

Méndez-Romero et al. (2011) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um RALF, utilizando o traçador rodamina B como traçador. Com a realização deste estudo, os autores verificaram que o reator apresentou maior tendência ao fluxo de mistura completa para baixas taxas volumétricas, ao passo que para altas taxas volumétricas verificaram tendência ao modelo de fluxo pistonado.

Tratando-se de características hidráulicas, para definir se um escoamento é turbulento ou laminar, frequentemente recorre-se aos experimentos de Reynolds. Segundo Brunetti (2008), o escoamento turbulento é variado por natureza, as partículas apresentam um movimento aleatório macroscópico. Por outro lado, para o autor o escoamento laminar é o menos comum na prática, verificado quando as partículas deslocam-se em lamina individualizadas, sem troca de massa entre elas. Roma (2006) aponta que o número de Reynolds é adimensional e depende basicamente das propriedades do fluido, do diâmetro e da superfície interna do tubo por onde o fluido percola.

Em meios porosos a classificação dos valores obtidos a partir do cálculo de Reynolds não deve ser a mesma utilizada para os demais casos como o dos condutos forçados, uma vez que os valores obtidos normalmente são muito pequenos para serem enquadrados nesta escala. Então, para que o escoamento possa ser considerado laminar em meios porosos, o número de Reynolds deve ser muito baixo quando comparado a outros condutos, sendo  $Re < 1$  na maioria dos casos (SCHIED; MASSARANI, 2002).

Como se pode verificar, o estudo do comportamento hidrodinâmico e hidráulico, bem como o desenvolvimento de modelagens matemáticas que melhor caracterizem esse comportamento, é de suma importância para as inúmeras aplicações destes equipamentos, em especial no tratamento de águas residuárias.



### 3.4 MEIO SUPORTE PARA IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA

Muitos materiais têm sido estudados atualmente como meio suporte para a imobilização dos microrganismos, a fim de verificar se há diferenças entre estes no comportamento hidrodinâmico, crescimento microbiano e eficiência de tratamento de efluentes em reatores. Para Leenen et al. (1996) e Rostron, Stuckey e Young (2000), os sistemas que possuem leito fixo para imobilização da biomassa são mais vantajosos quando comparados aos sistemas com biomassa em suspensão devido a melhor retenção de biomassa, diversidade microbiana, idade do lodo, concentração de sólidos. Com isso, os autores concluíram que há menor perda de biomassa frente as condições adversas, tais como a aplicação de choques de carga.

Dentre os principais materiais utilizados como meio suporte, Show e Tay (1999) e Rostron, Stuckey e Young (2000) destacam policloreto de vinila (PVC), cápsulas de vidro, argila expandida, espuma de poliuretano, dentre outros. O carvão vegetal e as esponjas vegetais atualmente também merecem destaque.

Tratando especificamente da espuma de poliuretano, de acordo com estudos realizados por Pontes (2009), este material é eficiente para fixação de uma gama bacteriológica bastante diversificada. Contudo, Zaiat, Rodrigues e Foresti (2000) apontaram para o fato de que este mesmo material influencia negativamente no comportamento hidrodinâmico de reatores, uma vez que foram verificadas sua compressibilidade e retenção de sólidos, o que de acordo com estudos realizados por Lima et al. (2005), resultou em problemas inerentes a colmatação do leito, dando origem a caminhos preferenciais.

A esponja vegetal, cientificamente denominada *Luffa cylindrica* (L.) Roem., também vem sendo utilizada, como em trabalhos realizados por Agra (2009), Nascimento Júnior (2013) e Rodrigues (2015) e destaca-se por ser um meio suporte natural, com peso leve, alta porosidade e forma cilíndrica. Entretanto, por se tratar de material natural, Agra (2009) atenta para a biodegradabilidade deste, pois é certo que requer maior manutenção do sistema, além da perda de biomassa atrelada a degradação deste material. Por outro lado, o mesmo autor obteve resultados positivos quanto ao desempenho do reator e com relação às condições de aderência de microrganismos.

### 3.5 TESTES ESTATÍSTICOS

Frequentemente recorre-se às ferramentas estatísticas para responder várias questões por meio de uma série de análises de dados, principalmente nos cursos de Engenharia. De acordo com Farias, Soares e César (2003), entende-se por estatística a ciência que se dedica ao desenvolvimento e ao uso de métodos para a coleta, resumo, organização, apresentação e análise de dados.

Na Engenharia Ambiental não tem sido diferente. O emprego de testes estatísticos é de extrema importância para obtenção de respostas durante a realização de estudos científicos na área ambiental. Alguns autores como De Nardi, Zaiat e Foresti (1999), Campos, Saléh e Carmo (2005), Dornelas, Machado e Sperling (2009), Kreutz (2012), Costa (2013) e Hattori (2015), fizeram o uso de testes estatísticos em suas pesquisas na área de tratamento de águas residuárias, no entanto, até o presente momento não foram encontrados estudos específicos que utilizaram estatística para comparar diferentes meios suportes em biorreatores ou os diferentes tempos de detenção hidráulica aplicados.

Testes como o teste de Wilcoxon e o teste U de Mann-Whitney merecem destaque para o caso presente. Para Larson e Farber (2004), o teste de Wilcoxon é um teste não-paramétrico para dados pareados, o qual pode ser aplicado para determinar se duas amostras foram selecionadas de populações que possuem a mesma distribuição. Enquanto isso, o teste U de Mann-Whitney também é um teste não paramétrico, que pode ser utilizado para comparar grupos de amostras com dados não pareados.

Uma das aplicações do teste de Wilcoxon na área de tratamento de efluentes foi feita por Dornelas, Machado e Sperling (2009) em pesquisas com *wetlands*. Os autores verificaram que a *wetland* plantada apresentou concentrações efluentes e eficiência de remoção significativamente melhores quando comparada com a unidade não plantada, o que os permitiu chegar à conclusão que as *wetlands* plantadas são mais eficientes no pós-tratamento de reator UASB. Costa (2013) também utilizou o teste de Wilcoxon em suas pesquisas com *wetlands*. No entanto, por meio do teste realizado verificou que o desempenho das unidades plantada e não plantada foi muito próximo entre si no que se refere a remoção dos poluentes de esgoto sanitário no pós-tratamento de reator UASB.

Teixeira e Chernicharo (2009) aplicaram o teste U de Mann-Whitney para comparar a variância dos resultados obtidos em duas fases operacionais distintas utilizando efluente de

esgoto sanitário em uma unidade de peneiramento forçado. Por meio dos resultados obtidos com as análises estatísticas, os autores concluíram que a distribuição de tamanho de partículas (DTP) do esgoto bruto peneirado, quando submetido às diferentes condições operacionais avaliadas, não diferem. Sendo assim, afirmaram que há indícios de que o acréscimo de cerca de 70% na vazão da bomba não tenha alterado a DTP do esgoto bruto peneirado.

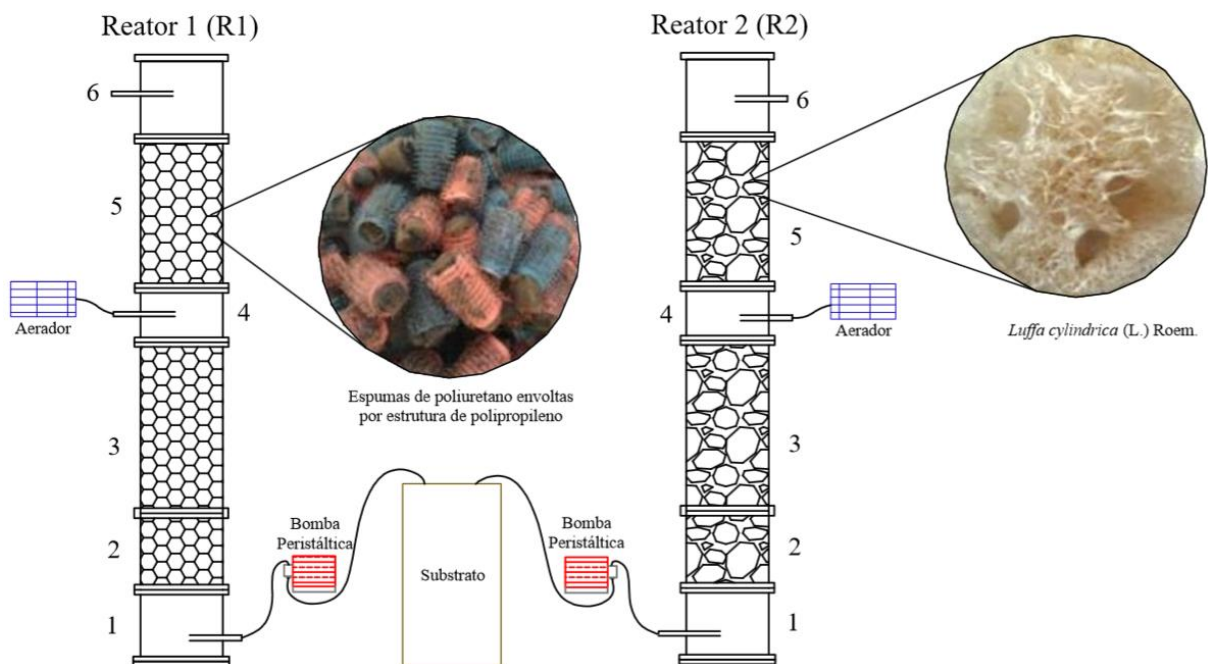
É preciso atentar-se para escolha ideal do tipo de material suporte a ser utilizado em reatores biológicos e também ao tempo de detenção hidráulica aplicado, de modo a evitar problemas operacionais relativos, principalmente, ao comportamento hidrodinâmico. Nesse sentido, em razão da ausência de estudos científicos que comprovem as diferenças no que tange ao comportamento hidrodinâmico em biorreatores, é essencial o início do desenvolvimento de pesquisas nesta área.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 APARATO EXPERIMENTAL

Para realização deste trabalho foram montados dois reatores combinados anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) no Anexo 1 do Laboratório do Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Campo Mourão. Ambos foram operados em escala de bancada, a temperatura ambiente, com fluxo contínuo e regime de escoamento ascendente.

Os reatores (Figura 1) foram subdivididos em seis compartimentos (entrada do afluente, duas zonas anaeróbias, zona de aeração, zona aeróbia e saída do efluente tratado), formados por uma única câmara de alimentação e um leito reacional (zona anaeróbia e zona aeróbia). Estes foram alimentados através de bombas dosadoras do tipo pistão com fluxo em pulso da marca ProMinent® e aerados na zona aeróbia através de compressores de ar da marca Boyu®, cuja difusão ocorreu por meio de pedra porosa.



**Figura 1 – Desenho esquemático dos reatores R1 e R2.**

**Legenda: (1) Entrada do afluente; (2) e (3) Zona anaeróbia; (4) Zona de aeração; (5) Zona aeróbia; (6) Saída do efluente tratado.**

**Fonte: Autoria própria.**

O reator 1 (R1) foi constituído de um tubo cilíndrico de *plexiglass* com 1000 mm de comprimento e 90 mm de diâmetro interno, volume útil de aproximadamente 4,75 L e volume total de 6,5 L. O reator 2 (R2) foi constituído de um tubo de PVC de 90 mm de diâmetro interno e 1100 mm de comprimento, volume útil de 4,3 L e volume total de 6,9 L.

Os dois reatores se diferem quanto ao material utilizado para imobilização da biomassa. No R1 foram utilizadas matrizes cúbicas de poliuretano envoltas por estrutura rígida de polipropileno que, de acordo com Rodrigues (2015), possuem características como baixa densidade ( $0,41 \text{ g.mL}^{-1}$ ) e elevada área superficial ( $374,4 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ ), o que facilita a aderência de micro-organismos. No R2 foram utilizadas esponjas de celulose, cientificamente denominada *Luffa cylindrica* (L.) Roem., cortadas em cilindros de aproximadamente 8 centímetros de diâmetro, que segundo a autora ora citada, possuem elevada área superficial ( $126,9 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ ) e baixa densidade ( $0,012 \text{ g.mL}^{-1}$ ). A argila expandida por exemplo, um dos meios suportes utilizados no trabalho realizado por Oliveira Netto e Zaiat (2012), possui área superficial de  $1,08 \text{ m}^2/\text{g}$ .

A zona anaeróbia dos reatores contendo o material suporte foi inoculada utilizando lodo proveniente de lagoa anaeróbia de um abatedouro bovino, situado no município de Campo Mourão, Paraná, em operação há mais de 5 anos. Após inoculação, um período de aclimatação de aproximadamente 20 dias foi necessário para a adaptação da biomassa. A zona aeróbia não foi inoculada.

O substrato utilizado para alimentação dos reatores RCAALF foi efluente bovino bruto coletado na entrada de um tanque de sedimentação, localizado após o sistema de gradeamento do mesmo abatedouro.

## 4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

As etapas deste trabalho foram divididas em duas fases distintas. Na primeira fase experimental foram feitas análises laboratoriais para avaliação do Estado de Equilíbrio Dinâmico Aparente (EEDA), seguidas dos ensaios hidrodinâmicos no R1 operados com  $\theta$  de 12 h e 18 h, respectivamente. Posteriormente, foram realizadas as mesmas análises para o EEDA do R2, seguidas dos ensaios hidrodinâmicos para as mesmas condições operacionais do R1.

Foram realizados 12 perfis de amostragem espacial com amostras simples com base em análises físico-químicas (Quadro 1) para avaliar o EEDA anteriormente à realização dos ensaios hidrodinâmicos. O intervalo de tempo entre um perfil de amostragem e outro foi de aproximadamente 15 dias. Estas análises também permitiram avaliar a eficiência da remoção de matéria orgânica nos reatores nas diferentes condições operacionais.

Parâmetro	Método Analítico	Nº do Método	Referência
TL (°C)	Termométrico*	-	-
pH	Potenciométrico*	-	-
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Óptico*	-	-
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
AV (mgHAc.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
AB (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540_G	Eaton et al. (2005)
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)

**Quadro 1 – Parâmetros, métodos e referências utilizados para monitoramento dos reatores RCAALF.**

**Legenda:** TL = temperatura do líquido, pH = potencial hidrogeniônico, DQO<sub>b</sub> = DQO bruta, DQO<sub>f</sub> = DQO filtrada, OD = oxigênio dissolvido, AB = alcalinidade a bicarbonato, AV = ácidos voláteis, ST = sólidos totais, SST = sólidos suspensos totais,

**Nota:** (\*) Sonda multiparamétrica YSI 6920 V2.

#### 4.2.1 Ensaio Hidrodinâmicos

Para avaliar o comportamento hidrodinâmico foram realizados três ensaios de estímulo-resposta, tipo pulso, para cada  $\theta$  aplicado em ambos os reatores, após atingido o EEDA. O tempo de realização de cada ensaio hidrodinâmico foi de três vezes o  $\theta$  teórico e o traçador utilizado foi o azul de bromofenol (massa molar = 669,96 g/mol) que, de acordo com De Nardi, Zaiat e Foresti (1997), apesar de ter sua cor alterada, mantém estabilidade para ser detectado na faixa do ultravioleta. Além disso, este traçador foi escolhido devido a sua fácil detecção, elevada recuperação da massa injetada, estabilidade e segurança no manuseio (DE NARDI; ZAIAT; FORESTI, 1999).

Para o preparo do traçador pesou-se 0,10 g de azul de bromofenol que foram diluídos em 4 mL de álcool etílico e completado com água destilada até o volume de 10 mL. Em seguida, coletou-se o branco na saída dos reatores, ou seja, uma amostra do efluente tratado sem nenhuma concentração do traçador. Os 10 mL do traçador foram transferidos para uma seringa de igual volume e injetados durante aproximadamente 10 segundos na mangueira de

silicone que alimenta cada RCAALF. Após a injeção, as coletas das amostras foram realizadas no intervalo de 45 min com auxílio de um coletor automático da marca MAXX<sup>®</sup>, modelo TP4/C, contendo 24 recipientes, durante o tempo de realização de cada ensaio hidrodinâmico, sendo 36 horas para  $\theta$  de 12 h e 54 horas para  $\theta$  de 18 h.

Posteriormente, as amostras coletadas foram centrifugadas a 3500 rpm em centrífuga da marca Sislab<sup>®</sup>, modelo Twister 12T, durante 3 min, a fim de evitar a interferência de sólidos nas leituras espectrofotométricas. Após a centrifugação, alíquotas do sobrenadante foram transferidas para tubos Hach<sup>®</sup> e então foi utilizado o método espectrofotométrico para leitura das absorbâncias em espectrofotômetro da marca Hach<sup>®</sup> uv-vis, modelo DR/5000, com comprimento de onda de 590 nm.

A partir das leituras das absorbâncias, foi obtida a curva de concentração do traçador ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) em função do tempo com auxílio do *software* Microsoft<sup>®</sup> Excel, aplicando-se a equação de correlação entre a absorbância e a concentração do traçador Equação (1), sendo o coeficiente de correlação ( $r^2$ ) igual a 0,996. Esta equação de correlação foi obtida por meio de soluções-mãe de concentrações conhecidas e medidas as absorbâncias nos comprimentos de onda de absorção máxima, contra o branco de água destilada.

$$y = 0,1133x + 0,0222 \quad (1)$$

Em que:

y = absorbância (nm);

x = concentração do traçador ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

As curvas experimentais de concentração do traçador (C) ao longo do tempo (t) foram normalizadas segundo Levenspiel (2000), o que resultou em curvas de distribuição do tempo de residência hidráulica ( $E\theta$ ) em função do tempo adimensional ( $\theta$ ). Após a obtenção destas curvas, calculou-se a variância ( $\sigma^2_\theta$ ) para cada modelo uniparamétrico (Tabela 1).

**Tabela 1 – Variáveis utilizadas para obtenção da curva de DTR em função do tempo adimensional ( $\theta$ )**

Variáveis	Definição
$E_i$	$\frac{C_i}{S}$
$S$	$\sum C_i \cdot \Delta t_i$
$t_R$	$\frac{\sum t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i}$
$\theta$	$\frac{t}{t_R}$
$E_\theta$	$t_R \cdot E_i$
$\sigma^2$	$\frac{\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} - t_R^2$
$\sigma^2_\theta$	$\frac{\sigma^2}{t_R^2}$

Fonte: Levenspiel (2000).

Os resultados obtidos foram ajustados de acordo com Levenspiel (2000) aos modelos uniparamétricos (Tabela 2) e utilizados para ajustar as curvas de DTR em função do tempo adimensional.

**Tabela 2 – Modelos uniparamétricos de dispersão e número de tanques de mistura completa em série**

Modelo	Parâmetro	Equação
Dispersão de pequena intensidade	$\sigma^2_\theta = 2 \left( \frac{D}{\mu L} \right)$	$E_\theta = \frac{1}{2\sqrt{\pi (D/u \cdot L)}} \exp \left[ -\frac{(1-\theta)^2}{4(D/\mu L)} \right]$
Dispersão de grande intensidade (tanque aberto)	$\sigma^2_{\theta,ta} = 2 \left( \frac{D}{\mu L} \right) + 8 \left( \frac{D}{\mu L} \right)^2$	$E_{\theta,ta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi (D/u \cdot L)}} \exp \left[ -\frac{(1-\theta)^2}{4\theta(D/\mu L)} \right]$
Tanques de mistura completa em série	$N = \frac{1}{\sigma^2_\theta} = \frac{\bar{\theta}^2_h}{\sigma^2}$	$E_{\theta,} = \frac{N(N \cdot \theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N \cdot \theta}$

Fonte: adaptado de Levenspiel (2000).



#### 4.2.2 Determinação das Características Hidrodinâmicas e Hidráulicas

A partir dos resultados hidrodinâmicos foi possível determinar as características hidráulicas e hidrodinâmicas para cada  $\theta$  testado, ou seja, verificou-se a presença de anomalias, bem como determinou-se o regime de escoamento dos fluidos e a eficiência hidráulica dos reatores.

De acordo com Peña, Mara e Avilla (2006) calculou-se o volume de zonas mortas, tendo como base os valores de  $\theta$  teórico, real e volume total do reator.

Os curtos-circuitos hidráulicos foram verificados segundo metodologia proposta por Sarathai, Koottatep e Morel (2010), através da relação entre o tempo do primeiro aparecimento do traçador no efluente e os valores de  $\theta$  real calculados; para Thackston, Shields Jr. e Schroeder (1987), a presença de curtos-circuitos hidráulicos está condicionada a esta relação ser igual ou menor que 0,3.

Persson, Somes e Wong (1999) classificam a eficiência hidráulica em: (i) boa para  $\lambda > 0,75$ ; (ii) satisfatória para  $0,5 < \lambda \leq 0,75$ ; e (iii) baixa para  $\lambda \leq 0,5$ . Tal eficiência reflete o volume efetivo e o número de tanques de mistura completa em série.

Segundo a metodologia proposta por Zaiat, Passig e Foresti (2000) foi obtido o número de Reynolds para meios porosos e então foi caracterizado o regime de escoamento dos fluidos. A fim de determinar a viscosidade dinâmica ( $\mu$ ) e a densidade absoluta ( $\rho$ ) do substrato, foram utilizados um reômetro de Brookfield, modelo DV-III + e um densímetro da marca Incoterm<sup>®</sup>, com auxílio da professora Angela Maria Gozzo do Departamento de Alimentos da UTFPR, câmpus Campo Mourão. Para determinação do número de Reynolds foram utilizados os parâmetros apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3 – Parâmetros utilizados para o cálculo do número de Reynolds.**

Reator	$\rho_L$ (kg.m <sup>-3</sup> )	V (m.s <sup>-1</sup> )	DR (m)	$\mu_L$ (Pa.s)
R1	994,2	$5,77 \times 10^{-5} - 7,44 \times 10^{-5}$	0,09	0,008
R2	994,2	$4,7 \times 10^{-6} - 6,25 \times 10^{-5}$	0,09	0,008

**Legenda:**  $\rho_L$  = massa específica do fluido, V = velocidade média do fluido, DR = diâmetro do reator e  $\mu_L$  = viscosidade dinâmica do fluido.

**Fonte:** Rodrigues (2015).

As equações utilizadas para o cálculo do número de Reynolds, zonas mortas, curtos-circuitos hidráulicos e eficiência hidráulica estão descritas na Tabela 4.

**Tabela 4 – Equações para determinação do regime de escoamento, anomalias e eficiência hidráulica.**

	<b>Equações</b>	<b>Significado</b>
Número de Reynolds	$Re = \frac{V_s \rho L D_p}{\mu L (1 - \varepsilon)}$	$Re$ = número de Reynolds; $V_s$ = velocidade superficial do fluido (m.s <sup>-1</sup> ); $\rho_L$ = massa específica do fluido (kg.m <sup>-3</sup> ); $D_p$ = diâmetro da partícula (m); $\mu_L$ = viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s); $\varepsilon$ = porosidade do leito fixo.
Volume de Zonas Mortas	$\beta = \frac{TDHr}{TDHt}$ $Va = Vt * \beta$ $Vd = Vt - Va$	$\beta$ = relação entre o $\theta$ real (h) e o $\theta$ teórico (h); $Va$ = volume ativo do reator (L); $Vt$ = volume total do reator (L); $Vd$ = volume de zonas mortas (L).
Presença de Curtos-Circuitos Hidráulicos	$\psi = \frac{\tau k}{\tau r}$	$\Psi$ = presença de curtos-circuitos hidráulicos; $k$ = tempo em que ocorre pico da concentração (h); $\tau r$ = $\theta$ real (h).
Eficiência Hidráulica	$\lambda = Ve \left(1 - \frac{1}{N}\right)$	$\lambda$ = eficiência hidráulica; $Ve$ = volume efetivo (L); $N$ = número de tanques CSTR em série.

Fonte: adaptado de Persson, Somes e Wong (1999); Zaiat, Passig e Foresti (2000); Peña, Mara e Avilla (2006); Sarathai, Koottatep e Morel (2010).

#### 4.2.3 Análise Estatística

A diferença dos meios suportes no comportamento hidrodinâmico dos reatores foi avaliada aplicando-se o teste não paramétrico de Wilcoxon. Este teste foi aplicado para verificar se existem diferenças entre os meios suportes usados no R1 e R2 para  $\theta$  de 12 e 18 h separadamente.

Além disso, o teste U de Mann-Whitney também foi aplicado para comparar se existe diferença no R1 operado com tempos de detenção hidráulica diferentes. A mesma verificação foi realizada para o R2. Os testes, ambos não paramétricos, foram aplicados com auxílio do *software* Statistica<sup>®</sup>, versão 12.5.

Para iniciar a análise, aplicou-se a cada conjunto de dados um teste de normalidade a fim de direcionar as análises seguintes. Para tanto, utilizou-se o teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados do R1 e R2 em suas repetições para o  $\theta$  de 12 h.

Da mesma forma, aplicou-se a cada conjunto de dados um teste de normalidade a fim de direcionar as análises seguintes para a condição de  $\theta$  de 18 h, porém não foi possível utilizar o teste de Shapiro-Wilk, uma vez que para este teste o tamanho da amostra não deve ser superior a 50. Sendo assim, optou-se pelo teste de normalidade de Lilliefors para verificar a normalidade dos dados do R1 e R2 em suas repetições para  $\theta$  de 18 h.

Com base no valor do p-valor, foi possível rejeitar a hipótese  $H_0$  quando p-valor < 0,05. As hipóteses para os testes de normalidade foram as que seguem:

$$\begin{aligned} H_0: & \text{Os dados seguem distribuição normal} \\ H_1: & \text{Os dados não seguem distribuição normal} \end{aligned}$$

Posteriormente, por meio de uma análise descritiva com auxílio do *software* Microsoft® Excel, verificou-se a possibilidade de utilizar as médias dos três ensaios realizados em cada reator nas duas condições operacionais. Quando concluiu-se que seria possível utilizar as médias, foram realizados os testes estatísticos.

Em seguida, aplicou-se o teste de Wilcoxon para verificar se há diferença entre o meio suporte utilizado no R1 com o utilizado no R2 para  $\theta$  de 12 h e posteriormente para  $\theta$  de 18 h. As hipóteses para este caso foram:

$$\begin{aligned} H_0 &= \text{Não há diferença entre os meios suportes utilizados} \\ H_1 &= \text{Há diferença entre os meios suportes utilizados} \end{aligned}$$

Por fim, verificou-se por meio do teste U de Mann-Whitney se existem diferenças entre o mesmo reator operado nas duas condições operacionais distintas, ou seja, se é indiferente operar o R1 ou o R2 com  $\theta$ h de 12 h ou 18 h. As hipóteses para este caso foram:

$$\begin{aligned} H_0 &= \text{Não há diferença entre as condições operacionais aplicadas} \\ H_1 &= \text{Há diferença entre as condições operacionais aplicadas} \end{aligned}$$

Para os dois testes estatísticos aplicados, nos casos em que o valor de p-valor foi  $p < 0,05$ , rejeitou-se  $H_0$  e aceitou-se  $H_1$  para posteriores inferências com base na análise dos dados obtidos e a partir dos diagramas de caixa (*box-plot*).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Para caracterizar o substrato foram realizadas 12 análises físico-químicas durante o período de operação dos reatores (Tabela 5).

**Tabela 5 – Caracterização físico-química do substrato.**

Parâmetro	N	Mín	Máx	Média	Mediana	DP
TL (°C)	12	17,50	24,80	21,90	22,30	2,40
pH	12	6,80	8,50	7,80	8,10	0,70
DQO <sub>b</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	12	952,00	7447,00	2406,00	1331,00	2343,00
DQO <sub>f</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	12	352,00	955,00	619,00	575,00	183,00
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	12	0,20	1,00	0,30	0,30	0,20
AB (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	12	516,00	2593,00	901,00	687,00	591,00
AV (mgHAc.L <sup>-1</sup> )	12	101,00	249,00	162,00	160,00	42,00
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	12	972,00	7282,00	3707,00	3168,00	1897,00
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	12	430,00	2785,00	1392,00	1353,00	766,00

**Legenda:** TL = temperatura do líquido, pH = potencial hidrogeniônico, DQO<sub>b</sub> = DQO bruta, DQO<sub>f</sub> = DQO filtrada, OD = oxigênio dissolvido, AB = alcalinidade a bicarbonato, AV = ácidos voláteis, ST = sólidos totais, SST = sólidos suspensos totais, N = número de amostras, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, DP = desvio padrão.

A temperatura do líquido (TL) variou entre 17,5 e 24,8°C, com média de 21,9°C. Campos (1999) salienta que a faixa ótima de temperatura para a atividade microbiana é de aproximadamente 30 °C, e que não deve ser menor que 20 °C. Vale ressaltar que as análises físico-químicas foram realizadas entre os meses de abril a agosto, período em que ocorreram oscilações significativas de temperatura. Belini (2012) e Kreutz et al. (2014) também verificaram temperaturas abaixo de 20 °C, ao passo que Rodrigues (2015), Gatti (2013) e Nascimento Júnior (2013) verificaram valores na faixa de 20 a 30 °C.

O pH manteve-se na faixa de 6,8 a 8,5, sendo a média 7,8. Ao caracterizar o efluente de abatedouro bovino, Lima et al. (2014) também verificaram média de 7,8, sendo o desvio padrão de 0,4. Kreutz et al. (2014) verificaram média de 7,2 para pH, sendo o valor mínimo

6,2 e o máximo 8,5, faixa considerada não prejudicial do ponto de vista dos processos biológicos. Com base em estudos realizados por Aguilar et al. (2002), as características físico-químicas destes efluentes possuem algumas variações e, em termos de pH, verificaram variações na faixa de 6,24 a 7,85. De acordo com a caracterização realizada por Rodrigues (2015), a média foi de 6,7, sendo 6,4 o valor mínimo verificado e 7,0 o valor máximo. Para Manjunath et al. (2000), o pH desses efluentes varia entre 6,5 a 7,3.

De modo geral, os estudos verificados apresentaram variações de pH na faixa de 6,0 a 8,5. Para Kreutz (2012), a variação de 6,2 a 8,5 não é considerada prejudicial no que se refere aos processos de tratamento biológico, como por exemplo, o processo de digestão anaeróbia. Lettinga (1999) destaca que o pH ideal para o desenvolvimento bacteriano e produção de metano é de aproximadamente 7,5.

Com relação a concentração de matéria orgânica no que se refere a amostras de DQO bruta e filtrada, foram obtidos valores máximos de 7447 e 955 mg.L<sup>-1</sup> e mínimos de 952 e 352 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Nascimento Júnior (2013) relacionou a variação de DQO, ST e SST ao número de animais abatidos durante o período de amostragem. O autor obteve média de 2766,5±2600,7 mg.L<sup>-1</sup> para DQO bruta e média de 1908,2±2084,2 mg.L<sup>-1</sup> para DQO filtrada. Para Manjunath et al. (2000), a DQO bruta desses efluentes varia entre 1100,0 a 7250,0 mg.L<sup>-1</sup>, sendo estes valores próximos aos obtidos na caracterização realizada neste trabalho. Segundo Aguilar et al. (2002), a DQO de abatedouros bovinos varia na faixa de 3979,0 a 7125,0 mg.L<sup>-1</sup>, DBO de 2035,0 a 4200,0 e sólidos suspensos na faixa de 284 a 2660,0 mg.L<sup>-1</sup>.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) ficaram entre 0,2 a 1,0 mg.L<sup>-1</sup>. Rodrigues (2015) observou valores entre 0,6 e 8,1 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto Nascimento Júnior (2013) obteve faixa de concentração mais ampla de 4,5 mg.L<sup>-1</sup> a 14,4 mg.L<sup>-1</sup>.

A alcalinidade a bicarbonato (AB) e os ácidos voláteis (AV) variaram de 516,0 a 2593,0 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 101,0 a 249,0 mgHAc.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Kreutz et al. (2014) verificaram média de 507±289 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para AB e 283±154 mgHAc.L<sup>-1</sup> para AV, enquanto Belini (2012) verificou médias de 671±256 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para AB e 245±88,4 mgHAc.L<sup>-1</sup> para AV.

Em termos de sólidos totais, observaram-se valores entre 972,0 a 7282,0 mg.L<sup>-1</sup>, sendo a média 3707,0 mg.L<sup>-1</sup> e, com relação aos sólidos suspensos totais, obteve-se valores entre 430,0 a 2785,0 sendo a média 1353,0 mg.L<sup>-1</sup>. Estas variações podem ser justificadas pela inconstante atividade industrial, pois sabe-se que o número e o porte de animais abatidos por dia não são sempre os mesmos. Faixas de valor similares foram obtidas por Kreutz et al.

(2014), sendo de 166 a 2440 mg.L<sup>-1</sup> para SST e de 1384 a 4273 mg.L<sup>-1</sup> para ST. Freitas (2013) obteve valores entre 1866 a 4938 mg.L<sup>-1</sup> para ST e de 1000 a 3120 mg.L<sup>-1</sup> para SST.

Em razão destas características, o efluente proveniente de abatedouros bovinos requer sistema de tratamento para suportar os choques de carga orgânica e hidráulica. Conforme já destacado por Sperling (1996) e Mees et al. (2009), o lançamento inadequado destes efluentes nos rios e córregos pode causar poluição e alteração das características naturais da água, uma vez que a introdução de substâncias ou formas de energia, quer seja direta ou indiretamente, alteram a natureza do corpo hídrico e prejudicam seus legítimos usos múltiplos previstos na legislação ambiental vigente.

## 5.2 AVALIAÇÃO DO ESTADO DE EQUILÍBRIO DINÂMICO APARENTE (EEDA)

A partir da caracterização do substrato, foram realizadas análises físico-químicas a fim de avaliar a eficiência e o estado de equilíbrio dinâmico aparente dos reatores R1 e R2. Os resultados da média, mediana e desvio padrão das determinações físico-químicas para o R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Resultados das análises físico-químicas do efluente de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h.

Parâmetro	N	R1					R2				
		Mín	Máx	Média	Med	DP	Mín	Máx	Média	Med	DP
pH	3	7,5	8,1	7,8	7,8	0,3	8,3	8,9	8,6	8,6	0,3
TL (°C)		20,8	24,9	23,5	24,7	2,3	17,8	23,2	21,4	23,1	3,1
OD (mg.L <sup>-1</sup> )		2,4	8,0	6,1	7,8	3,2	3,3	4,0	3,6	3,6	0,4
ST (mg.L <sup>-1</sup> )		554,0	786,0	670,7	672,0	116,0	558,0	2492,0	1485,3	1406,0	969,4
SST (mg.L <sup>-1</sup> )		90,0	495,0	233,3	115,0	227,0	150,0	293,3	204,4	170,0	77,6
AB (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )		619,7	963,2	817,1	868,3	177,4	751,8	1011,0	868,4	842,4	131,5
AV (mgHAc.L <sup>-1</sup> )		53,4	84,9	64,2	54,4	17,9	60,0	82,7	68,1	61,7	12,6
DQO <sub>b</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		509,8	699,8	624,8	664,8	101,1	319,8	1124,8	611,5	389,8	445,9
DQO <sub>r</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		199,8	502,3	363,1	387,3	152,7	164,8	227,3	203,2	217,5	33,6
Remoção ST (%)		3	43,0	85,0	68,3	77,0	22,3	51,0	74,0	61,0	58,0
Remoção SST (%)	77,0		97,0	89,3	94,0	10,8	68,0	92,0	83,0	89,0	13,1
Remoção DQO <sub>b</sub> (%)	43,0		75,0	56,7	52,0	16,5	64,0	96,0	77,0	71,0	16,8
Remoção DQO <sub>r</sub> (%)	41,0		54,0	47,3	47,0	6,5	53,0	67,0	59,3	58,0	7,1

Legenda: pH = potencial hidrogeniônico, TL = temperatura do líquido, OD = oxigênio dissolvido, ST = sólidos totais, SST = sólidos suspensos totais, AB = alcalinidade a bicarbonato, AV = ácidos voláteis, DQO<sub>b</sub> = DQO bruta, DQO<sub>r</sub> = DQO filtrada, N = número de amostras, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, Med = mediana, DP = desvio padrão.

Os resultados da média, mediana e desvio padrão das determinações físico-químicas para o R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados das análises físico-químicas do efluente de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.

Parâmetro	N	Reator 1					Reator 2				
		Mín	Máx	Média	Med	DP	Mín	Máx	Média	Med	DP
pH	3	8,1	8,5	8,3	8,2	0,2	8,0	8,6	8,4	8,5	0,3
TL (°C)		22,4	23,4	23,0	23,3	0,6	19,7	25,4	23,3	24,9	3,2
OD (mg.L <sup>-1</sup> )		4,0	6,8	5,3	5,1	1,4	3,0	7,7	5,4	5,4	2,4
ST (mg.L <sup>-1</sup> )		1592,0	1802,0	1714,7	1750,0	109,4	956,0	1298,0	1086,0	1004,0	185,2
SST (mg.L <sup>-1</sup> )		286,7	343,3	306,7	290,0	31,8	40,0	290,0	136,7	80,0	134,3
AB (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )		583,2	1037,9	822,6	846,6	228,3	289,8	1208,5	820,0	961,6	475,4
AV (mgHAc.L <sup>-1</sup> )		52,0	79,5	64,2	61,0	14,0	51,7	76,7	63,6	62,5	12,5
DQO <sub>b</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		452,3	824,8	672,3	739,8	195,2	234,8	484,8	344,0	312,3	128,0
DQO <sub>r</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		262,3	519,8	369,8	327,3	133,9	154,8	287,3	222,3	224,8	66,3
Remoção ST (%)		3	43,0	75,0	62,7	70,0	17,2	52,0	69,0	58,3	54,0
Remoção SST (%)	51,0		85,0	64,7	58,0	18,0	76,0	91,0	83,7	84,0	7,5
Remoção DQO <sub>b</sub> (%)	43,0		88,0	62,3	56,0	23,2	49,0	76,0	64,3	68,0	13,9
Remoção DQO <sub>r</sub> (%)	39,0		54,0	45,3	43,0	7,8	51,0	71,0	62,7	66,0	10,4

Legenda: pH = potencial hidrogeniônico, TL = temperatura do líquido, OD = oxigênio dissolvido, ST = sólidos totais, SST = sólidos suspensos totais, AB = alcalinidade a bicarbonato, AV = ácidos voláteis, DQO<sub>b</sub> = DQO bruta, DQO<sub>r</sub> = DQO filtrada, N = número de amostras, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, Med = mediana, DP = desvio padrão.

O pH variou de 7,5 a 8,1 no R1 e de 8,0 a 8,9 no R2, quando operados com  $\theta$  de 12 h, ao passo que, quando operados com  $\theta$  de 18 h, a variação no R1 foi de 8,1 a 8,5 e no R2 de 8,0 a 8,6. A média foi de 7,8 e 8,6 para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 12 horas, e de 8,3 para R1 e 8,4 para R2 operados com  $\theta$  de 18 horas. Foi possível observar aumento nos valores de pH do substrato para o efluente, sendo o menor valor obtido na caracterização do substrato de 6,8. O aumento dos valores deste parâmetro do afluente para o efluente era esperado, o que indica que não há acúmulo de ácidos voláteis produzidos nas fases anteriores à metanogênese. No entanto, apesar das variações, os reatores se comportaram de maneira estável, com valores de pH variando próximos à neutralidade.

Com base em estudos realizados por Ahmed, Idris e Adam (2007), o pH deve ser mantido na faixa de 7,2 a 8,6 para que ocorra o processo de nitrificação e que, valores abaixo de 6,3 tal processo é cessado. Conforme já apresentado, o menor pH observado durante a realização deste trabalho foi 7,5, portanto, os processos de nitrificação provavelmente não foram afetados, bem como foi possível a degradação da matéria orgânica, uma vez que, para Speece (1996), os valores obtidos estão dentro da faixa ideal para crescimento de bactérias anaeróbias.

Kreutz (2012) ao avaliar o desempenho de um RCAALF tratando efluente bruto de abatedouro bovino, verificou médias de pH de 7,5, 8,3 e 8,3 para 3 fases distintas, fase I, II e III, respectivamente. A autora concluiu que tais valores indicam que o sistema produziu alcalinidade a bicarbonato suficiente para manter a capacidade de tamponamento durante o período de operação.

A temperatura do líquido variou de 20,8 a 24,9 °C no R1 e de 17,8 a 23,2 °C no R2, operados com  $\theta$  de 12 h, de 22,4 a 23,4 °C para R1 e de 19,7 a 25,4 °C para R2, operados com  $\theta$  de 18 h. Apesar de não terem sido tão significativas, houveram oscilações de temperatura durante o período de operação do R1 e R2 em ambos  $\theta$  testados, que possivelmente podem estar relacionadas aos meses em que operaram, ou seja, de abril a agosto, principalmente os valores mais amenos como 17,8 °C devido ao período de inverno. Importante frisar que este trabalho não objetivou o controle da temperatura do líquido, uma vez que a mesma também não é controlada na maioria dos sistemas de tratamento de efluentes de abatedouros bovinos.

As concentrações de OD variaram de 2,4 a 8,0 mg.L<sup>-1</sup> no R1 e de 3,0 a 7,7 mg.L<sup>-1</sup> no R2, operados com  $\theta$  de 12 h, sendo as médias de 7,5 e 3,6 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. A variação foi de 4,0 a 6,8 mg.L<sup>-1</sup> no R1 e de 3,0 a 7,7 mg.L<sup>-1</sup> no R2 quando operados com  $\theta$  de 18 h, sendo as médias de 5,3 e 5,4 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os valores obtidos para OD são



considerados adequados para o processo de nitrificação segundo Van Haandel e Marais (1999) que deve ter concentração mínima de 2 mg.L<sup>-1</sup>.

Belini (2012) verificou variação de OD no efluente de 2,9 a 6,3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, com concentrações médias de 3,4, 4,7 e 3,4 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para  $\theta$  de 24, 18 e 14 h, respectivamente. A autora verificou ligeiro aumento do OD ao longo da altura do reator, principalmente nos pontos de coleta localizados após a câmara de aeração.

A alcalinidade a bicarbonato variou de 619,7 a 963,2 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> no R1 e de 751,8 a 1011,0 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> no R2. Quando os reatores foram operados no  $\theta$  de 18 h, a variação foi de 583,2 a 1037,9 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e de 289,8 a 1208,5 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para R1 e R2, respectivamente. As médias foram de 817,1 e 868,4 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 12 h e de 822,6 a 820,0 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.

Gujer (1984) afirmou que valores de alcalinidade menores que 100 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> são limitantes para o processo de nitrificação. Por isso, como se observa, o processo de nitrificação não foi afetado durante o período de operação dos reatores neste trabalho.

Gatti (2013) observou em seus estudos que na fase aerada houve decréscimo nos valores de AB, o que evidencia o processo de nitrificação. Quando ocorreu situação contrária, ou seja, quando a AB aumentou na fase aerada, o autor salientou que tal fato pode interferir no processo de nitrificação e então prejudicar o funcionamento do sistema.

Rodrigues (2015) verificou aumento da alcalinidade a bicarbonato do afluente para o efluente na maioria dos ensaios que realizou. Com isso, a autora notou que a produção de alcalinidade na fase anaeróbia foi suficiente para estabilizar os íons H<sup>+</sup>, indicando o tamponamento do sistema. Nos casos em que este aumento não foi verificado, a autora concluiu que a produção de alcalinidade não foi suficiente para estabilizar os íons H<sup>+</sup>, corroborando para acidificação do meio.

Os ácidos voláteis variaram de 53,4 a 84,9 mgHAc.L<sup>-1</sup> e 60,0 a 82,7 mgHAc.L<sup>-1</sup> no R1 e R2, respectivamente, para  $\theta$  de 12 h e de 52,0 a 79,5 mgHAc.L<sup>-1</sup> e de 51,7 a 76,7 mgHAc.L<sup>-1</sup> no R1 e R2, respectivamente, para  $\theta$  de 18 h. As médias foram de 64,2 e 68,1 mgHAc.L<sup>-1</sup> para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h e de 64,2 e 63,6 mgHAc.L<sup>-1</sup> para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h. Tendo em vista estes resultados, considera-se que o processo de remoção de matéria orgânica manteve-se estável, uma vez que os valores de AV foram sempre menos no efluente que no afluente. Situação análoga foi observada por Gatti (2013) e Nascimento Júnior (2013) ao operarem um reator anaeróbio-aeróbio para tratamento de efluente bruto de abatedouro bovino.

Neste trabalho foi verificado que, em termos de média e mediana, a alcalinidade a bicarbonato manteve-se estável e quase não variou do afluente para o efluente em todos os  $\theta$  testados, ao passo que os valores de ácidos voláteis obtidos nas amostras do afluente foram em geral maiores que os obtidos no efluente. Neste sentido, Souza (1984) destaca que, quando a concentração de ácidos voláteis aumenta do afluente para o efluente, pode estar ocorrendo desequilíbrio no sistema, no entanto, tal situação não foi verificada. Com isso, conclui-se que os reatores produziram AB suficiente para neutralizar os íons  $H^+$ , concorrendo para o tamponamento dos reatores.

A fim de verificar a capacidade de tamponamento do sistema, foi avaliada a relação entre os ácidos voláteis e a alcalinidade total (AV/AT). Quando operados no  $\theta$  de 12 h, as médias de AV/AT foram de 0,07 para o R1 e de 0,08 para o R2, ao passo que quando operados no  $\theta$  de 18 h as médias foram de 0,08 e 0,12 para R1 e R2, respectivamente. De acordo com Metcalf e Eddy (1991), para o processo de digestão anaeróbia ocorrer de modo satisfatório, a alcalinidade deve variar entre 1000 e 5000  $mg.L^{-1}$ , enquanto a relação AV/AT deve ser inferior a 0,30 para garantir o tamponamento do sistema e evitar que o meio acidifique. Portanto, é possível inferir que houve tamponamento nos dois reatores operados no  $\theta$  de 12 h e 18 h pois todos valores de AV/AT obtidos foram menores que 0,3.

Com relação as eficiências médias de remoção de ST e SST, o R1 apresentou melhores resultados que o R2 quando operados no  $\theta$  de 12 h. Para esta condição operacional, o R1 apresentou média de eficiência de remoção de ST de 68,3% e de 89,3% de SST, ao passo que no R2 as médias de remoção foram de 61,0% para ST e de 83,0% para SST. No  $\theta$  de 18 h, o R1 também apresentou melhores resultados em termos de ST, exceto para SST. O melhor desempenho do R1 com relação ao R2 para remoção de sólidos já era esperado, pois o material suporte (*L. cylindrica*) do R2 é mais facilmente degradado que o do R1 (espumas de poliuretano), de forma a influenciar na concentração de sólidos na saída do reator.

Ainda com relação a ST e SST, notou-se que além de o R1 ter apresentado melhores resultados que o R2 nas duas condições operacionais, ambos reatores foram mais eficientes quando as vazões de entrada do substrato foram maiores, ou seja, quando operados no  $\theta$  de 12 horas, exceto para SST no R2.

A média de DQO bruta no R1 foi de 624,8  $mg.L^{-1}$  e no R2 de 611,5  $mg.L^{-1}$ , ambos operados com  $\theta$  de 12 h. Para o  $\theta$  de 18 h, as médias foram 672,3 e 344,0  $mg.L^{-1}$  para R1 e R2, respectivamente. Com relação a DQO filtrada, as médias foram 363,1 e 203,2  $mg.L^{-1}$  para R1 e R2, respectivamente, para  $\theta$  de 12 h e 369,8 222,3  $mg.L^{-1}$  para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 18 h.

Em termos de eficiência de remoção de DQO bruta e filtrada, o tratamento atingiu percentuais consideráveis. O R2 apresentou melhores resultados com relação ao R1 quando operados com  $\theta$  de 12 h, com médias de 77% e 59,3% de eficiência de remoção de DQO bruta e filtrada, respectivamente, para R2, enquanto que no R1 as eficiências médias foram de 56,7 e 47,3% para DQO bruta e filtrada, respectivamente. Quando os reatores foram operados com  $\theta$  de 18 h, R2 também apresentou melhores resultados se comparado ao R1. Uma hipótese para o melhor desempenho do R2 com relação ao R1 em termos de eficiência de DQO pode estar relacionado ao fato de a área superficial da *L. cylindrica* ser maior que a das espumas de poliuretano, proporcionando então maiores áreas para a aderência de microrganismos.

Kreutz (2012) estudou um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para tratamento de efluente bovino, o qual operou com tempo de detenção hidráulica de 14 h, sendo verificadas eficiências de 58, 66, 66 e 84% para amostras de DQO bruta, DQO filtrada, ST e SST, respectivamente.

Rodrigues (2015) avaliou dois RCAALF operados simultaneamente tratando efluente bruto de abatedouro bovino. Os resultados foram satisfatórios no que se refere à eficiência de remoção de matéria orgânica, com médias de 68 e 76% para DQO bruta e filtrada, respectivamente, para o primeiro reator e 57 e 63% para o segundo reator quando estes foram operados com  $\theta$  de 12 h. A autora verificou que houve diminuição da eficiência, sendo 49 e 60% de DQO bruta e filtrada, respectivamente para o primeiro reator e 52 e 51%, respectivamente, para o segundo reator, quando operados no  $\theta$  de 18 h.

Ao operar um RCAALF em três situações distintas com  $\theta$  de 14 h, Belini (2012) verificou que as eficiências de remoção de DQO bruta e filtrada resultaram em 39% e 19% respectivamente, quando o reator foi operado sem aeração e sem recirculação, em 56% e 34% com aeração e, 63% e 66% com aeração e recirculação de 50% do efluente.

Nascimento Júnior (2013) também operou um RCAALF para tratamento de efluente bovino no  $\theta$  de 22, 16 e 10 horas. O autor verificou bons resultados para remoção de matéria orgânica em termos de DQO, atingindo uma média de 93,3% para amostras de DQO bruta e 90,5% para DQO filtrada. Com relação a remoção de sólidos suspensos totais, os resultados também foram positivos, em média de 97,7% de eficiência de remoção.

Gatti (2013) verificou em seus estudos ao operar um RCAALF para tratamento de efluente bruto de abatedouro bovino que no  $\theta$  de 22 h houve o melhor desempenho na remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta, sendo a eficiência de 98,0%, ao passo que para os  $\theta$  de 16 e 10 h, tal eficiência foi de 95,0% e 87,0%, respectivamente. Com relação

a DQO filtrada, as eficiências foram de 95,0%, 94,0% e 83,0% para os  $\theta$  de 22, 16 e 10 horas respectivamente.

Freitas (2013) operou um RCAALF para tratamento de efluente bovino nos  $\theta$  de 24, 18 e 12 horas. Em relação as amostras de DQO bruta e filtrada, a autora observou que houve queda de 1035 mg.L<sup>-1</sup> e 575 mg.L<sup>-1</sup>, 2522 mg.L<sup>-1</sup> e 700 mg.L<sup>-1</sup>, 2380 mg.L<sup>-1</sup> e 707 mg.L<sup>-1</sup> do afluente para o efluente para os  $\theta$  de 24 h, 18 h e 12 h, respectivamente. A autora atribuiu tais reduções a retenção de massa no meio suporte e também a biodegradação. Em termos de ST e SST, verificou que as eficiências médias de remoção foram de 74,6 e 92,2% para o  $\theta$  de 24 h, respectivamente, 89,2 e 88,2% para o  $\theta$  de 18 h e de 73,9 e 92,4% para o  $\theta$  de 12 h.

De modo geral, foi possível notar que ambos os reatores são capazes de suportar choques de carga orgânica, pois, tendo em vista a variação constante das características do afluente oriundo de abatedouro bovino, aqueles apresentaram boas eficiências de sólidos totais, suspensos e também em termos de DQO bruta e filtrada, cujo sistema combinado anaeróbio-aeróbio manteve-se estável e não prejudicial as atividades biológicas com relação aos parâmetros físico-químicos analisados.

Com isso, apesar de ambos os reatores terem apresentado melhor desempenho quando operados com maior carga hidráulica, observou-se que para as duas condições operacionais avaliadas os resultados foram satisfatórios para tratamento de efluente bruto bovino.

## 5.2 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

A partir dos dados experimentais obtidos, com auxílio do *software* Microsoft® Excel foi possível plotar curvas de distribuição da concentração do traçador ao longo do tempo quando os reatores foram operados no  $\theta$  de 12 h (Figura 2).

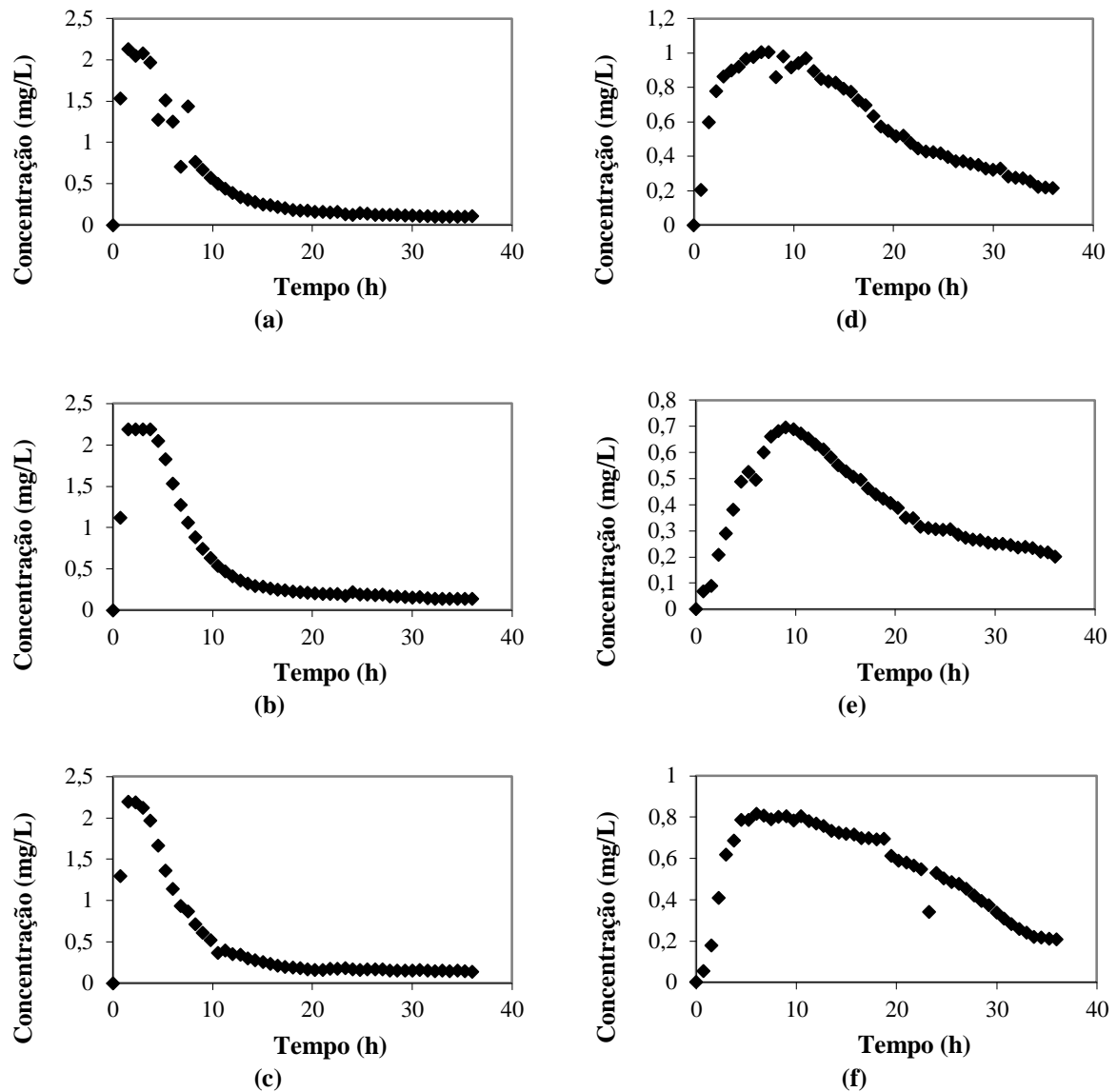
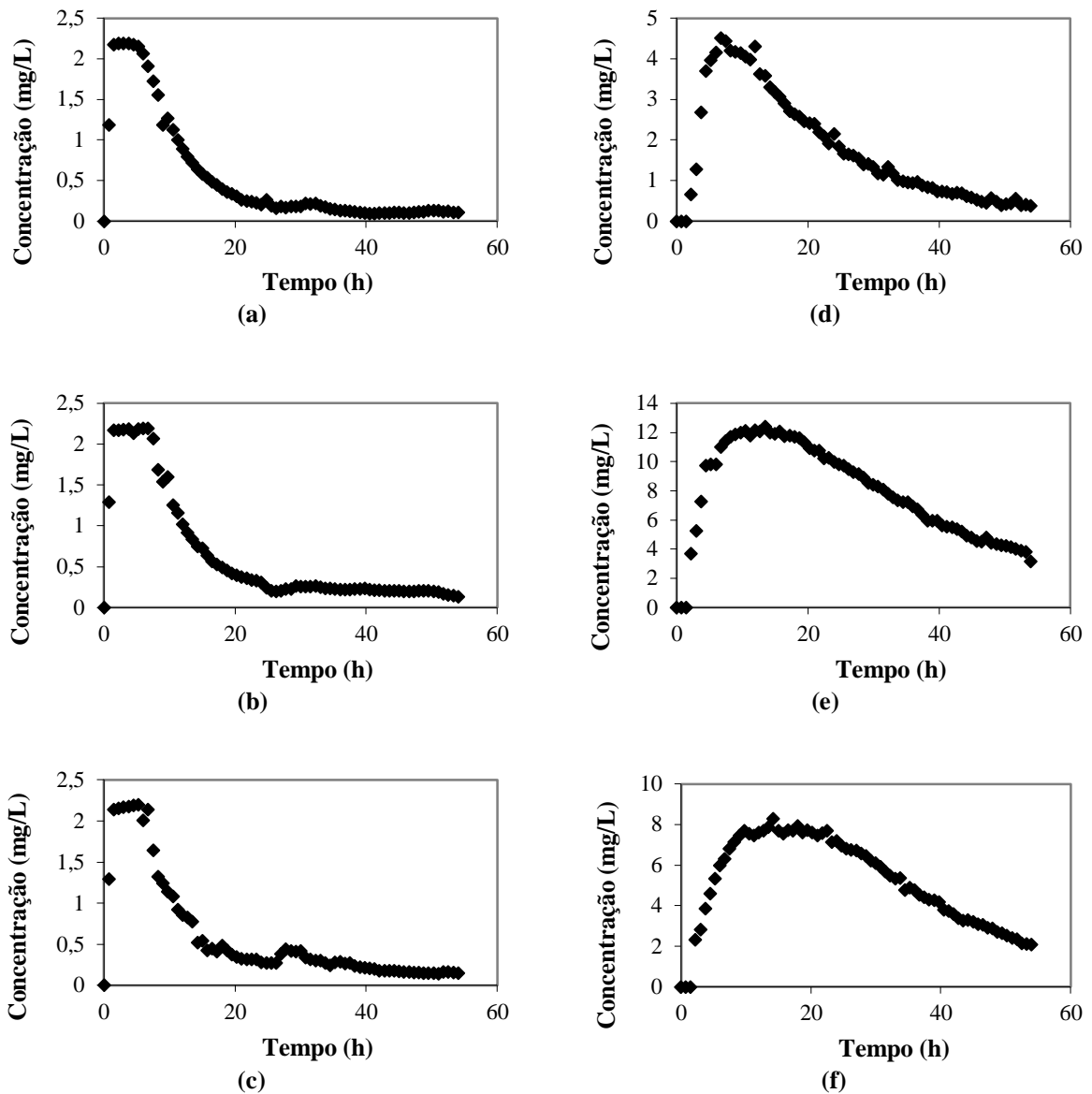


Figura 2 – Curvas de variação da concentração do traçador ao longo do tempo para o  $\theta$  de 12 h. Legenda: (a), (b) e (c): ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, para R1; (d), (e) e (f): ensaios 1, 2 e 3 para R2, respectivamente.

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que houve adiantamento do pico de concentração do traçador em todos ensaios realizados, principalmente no R1. Quando operados no  $\theta$  de 12 h, os picos de concentração foram alcançados em 1,5 h, 3,75 h e 1,5 h para os ensaios 1, 2 e 3 no R1, respectivamente, e em 7,5 h, 9,0 h e 6,0 h no R2.

As curvas de distribuição da concentração do traçador ao longo do tempo para os reatores operados no  $\theta$  de 12 h estão apresentadas na Figura 3.



**Figura 3 –** Curvas de variação da concentração do traçador ao longo do tempo para o  $\theta$  de 18 h. **Legenda:** (a), (b) e (c): ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, para R1; (d), (e) e (f): ensaios 1, 2 e 3 para R2, respectivamente.

No  $\theta$  de 18 h, os picos foram alcançados em 3,0 h, 6,75 h e 5,25 h, respectivamente, para os ensaios 1, 2 e 3 no R1 e de 6,75 h, 13,5 h e 14,25 h no R2. Situação análoga foi observada por Nascimento Júnior (2013) ao avaliar o comportamento hidrodinâmico de um RCAALF utilizando azul de bromofenol nos  $\theta$  de 22, 16 e 10 h. O autor atribuiu tal adiantamento a possível presença de caminhos preferenciais.

Rodrigues (2015) observou adiantamento do pico de concentração do traçador eosina Y em seus ensaios. A autora relacionou esse adiantamento não só a presença de caminhos

preferenciais no interior do reator, mas também de curtos-circuitos hidráulicos, o que pode igualmente ter ocorrido neste trabalho.

Ao testar diferentes traçadores no comportamento hidrodinâmico de um Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF) preenchido com esferas de cerâmica porosa, De Nardi, Zaiat e Foresti (1997) verificaram diferenças significativas entre o tempo de residência médio obtido através da curva DTR e o  $\theta$  teórico aplicado com o traçador azul de bromofenol. Os autores concluíram que essas diferenças se devem a difusão do traçador nos poros do recheio utilizado, detectado pelo prolongamento da curva experimental em forma de cauda.

Observou-se neste trabalho que o  $\theta$  real foi menor que o teórico em todos os ensaios hidrodinâmicos realizados no R1 nas duas condições operacionais, ao passo que no R2 observou-se que o  $\theta$  real foi sempre maior que o teórico. A média de adiantamento foi de 26,7 e 24,8% no R1 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h, respectivamente, e atraso médio de 29,5 e 23,7% no R2 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h, respectivamente.

Como se sabe, o meio suporte utilizado no R2 foi a *L. cylindrica*, material de origem natural que, devido a sua área superficial, pode ter contribuído para o lento decaimento da curva do azul de bromofenol ao longo do tempo, devido a possível adsorção deste nos poros, caracterizando o efeito de cauda longa e fazendo com que o  $\theta$  real fosse maior que o teórico. Quanto ao R1, apesar de o  $\theta$  real ter sido menor que o teórico, também foi verificado o lento decaimento da curva, sendo possível inferir que novamente houve retenção do traçador no meio suporte, neste caso as espumas de poliuretano, que também possuem elevada área superficial.

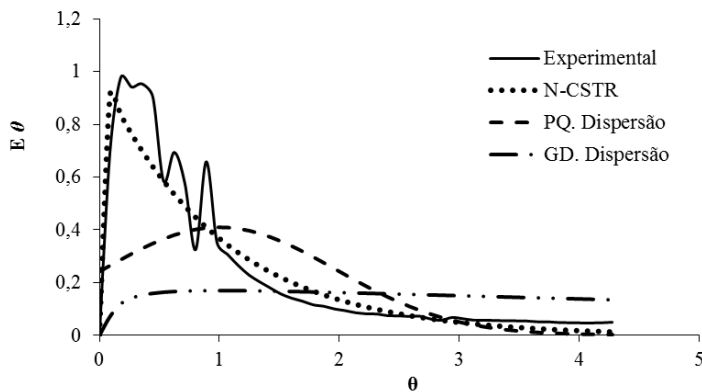
Belini et al. (2012) ao avaliarem o comportamento hidrodinâmico de um RCAALF utilizando eosina Y verificaram adiantamento do pico e efeitos de cauda longa em todos os ensaios realizados em diferentes condições operacionais. Os autores relacionaram tais situações aos meios suportes utilizados para imobilização da biomassa, no caso a argila expandida e espuma de poliuretano, bem como a aceleração do tempo de partida. Os autores destacaram ainda que as espumas de poliuretano apresentam algumas desvantagens quanto ao comportamento hidrodinâmico, tal qual a sua capacidade de compressibilidade e retenção de sólidos, que podem resultar em problemas operacionais.

Outros autores como Bernardez, Lima e Almeida (2008), Capela et al. (2009), Lourenço e Campos (2009), Nascimento Júnior (2013) e Rodrigues (2015) também verificaram efeito de cauda longa em seus experimentos.

Carvalho et al. (2008) ao avaliarem o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado continuamente com esgoto doméstico, observaram que o atraso na resposta do traçador nos  $\theta$  avaliados ocorreu devido a existência de zonas mortas no interior do reator, além de uma possível adsorção do traçador na biomassa.

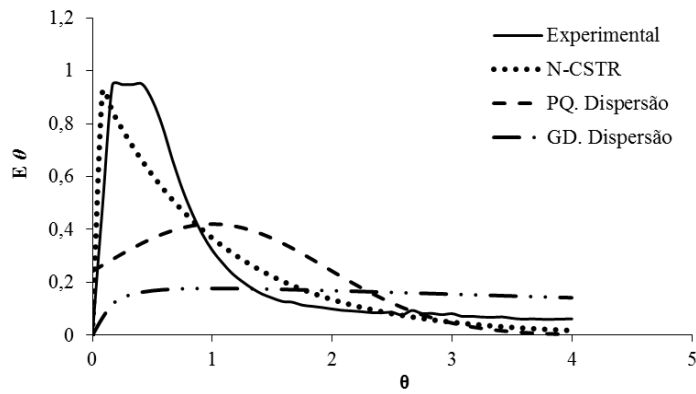
De Nardi, Zaiat e Foresti (1997) acrescentam que o fato de um traçador permear meios suporte porosos pode dificultar a interpretação dos resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos de estímulo-resposta. Desta forma, os autores recomendam que seja realizada uma prévia avaliação das condições experimentais anteriormente à realização dos ensaios com o intuito de evitar interpretações e conclusões errôneas sobre o padrão de escoamento.

Em seguida, foi realizado o ajuste dos dados obtidos experimentalmente e, com auxílio do *software* Excel<sup>®</sup>, foi possível plotar as curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) em função do tempo adimensional dos ensaios realizados no R1 (Figuras 4, 5 e 6) e R2 (Figuras 7, 8 e 9) para  $\theta$  de 12 h e dos ensaios realizados no R1 (Figuras 10, 11 e 12) e R2 (Figuras 13, 14 e 15) para  $\theta$  de 18 h.

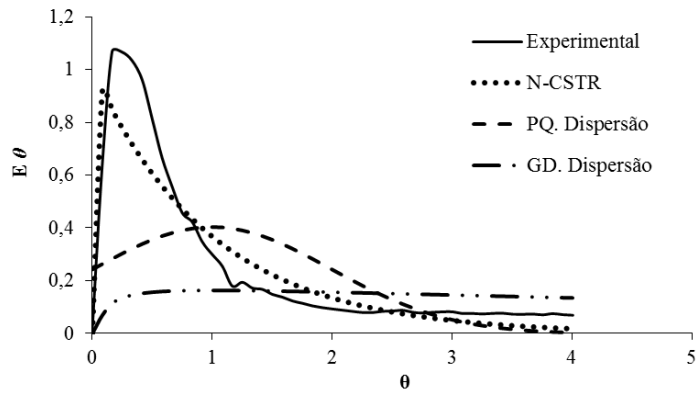


**Figura 4 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R1 com  $\theta$  de 12 h.**

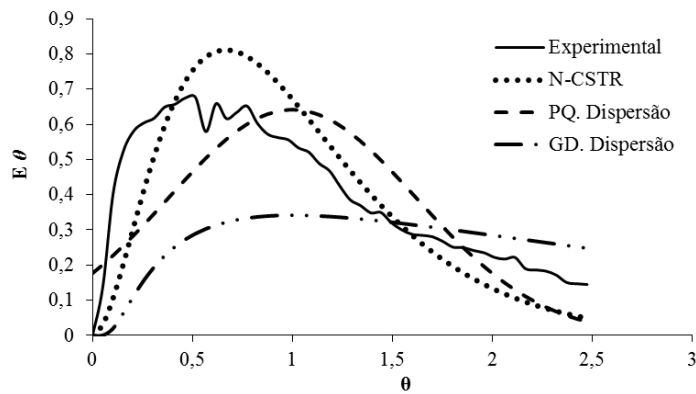




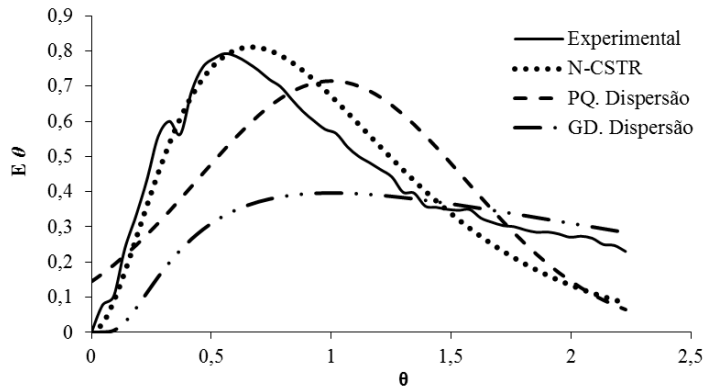
**Figura 5 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R1 com  $\theta$  de 12 h.**



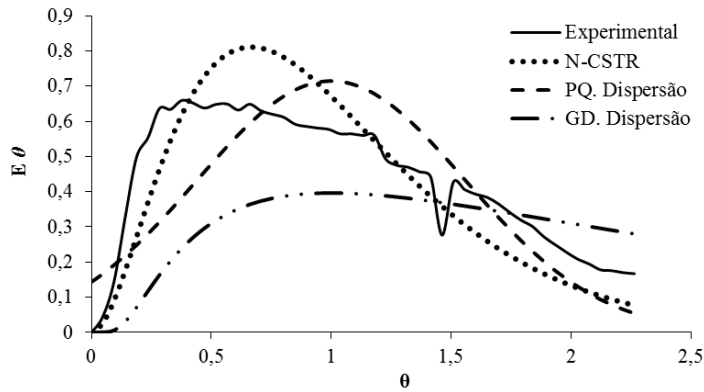
**Figura 6 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R1 com  $\theta$  de 12 h.**



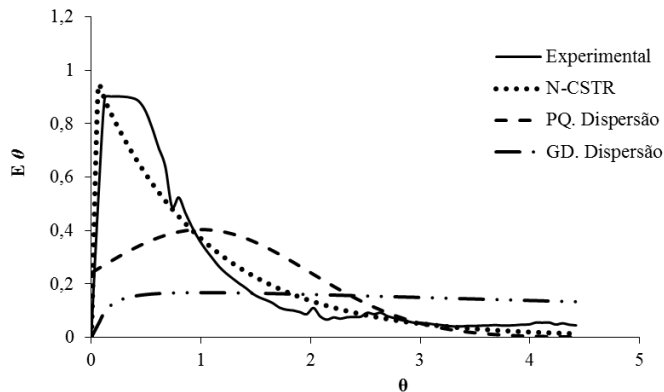
**Figura 7 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R2 com  $\theta$  de 12 h.**



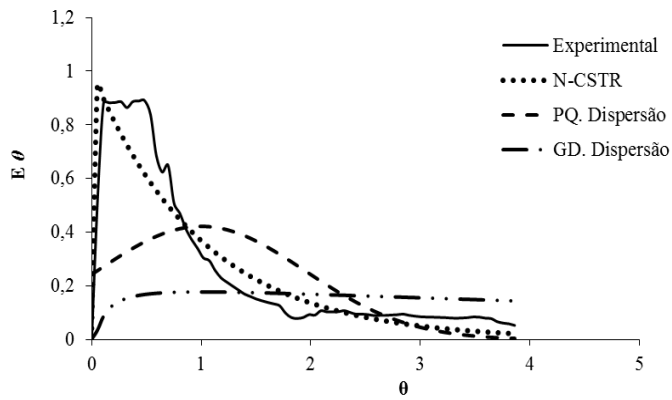
**Figura 8 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R2 com  $\theta$  de 12 h.**



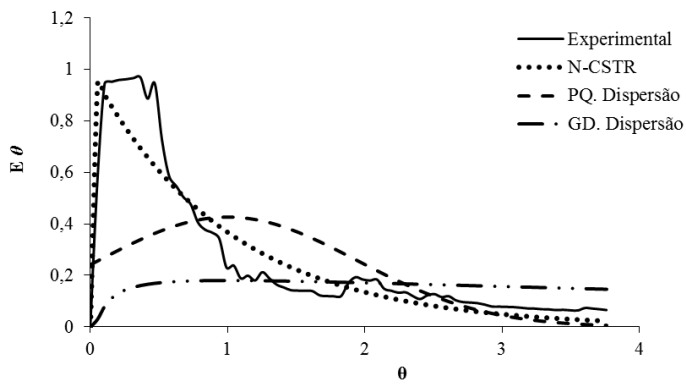
**Figura 9 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R2 com  $\theta$  de 12 h.**



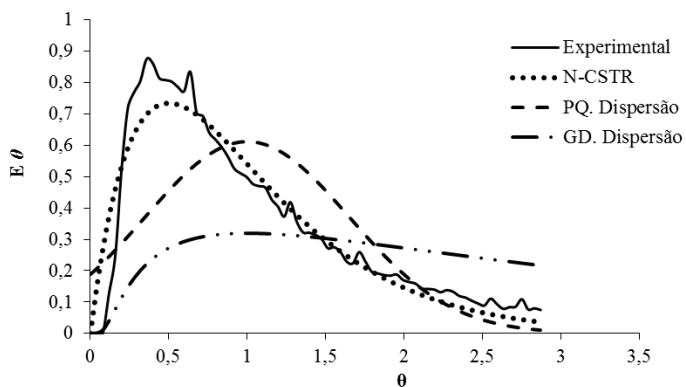
**Figura 10 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R1 com  $\theta$  de 18 h.**



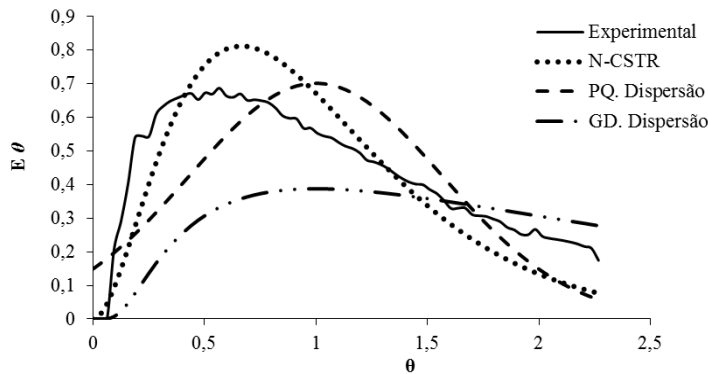
**Figura 11 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R1 com  $\theta$  de 18 h.**



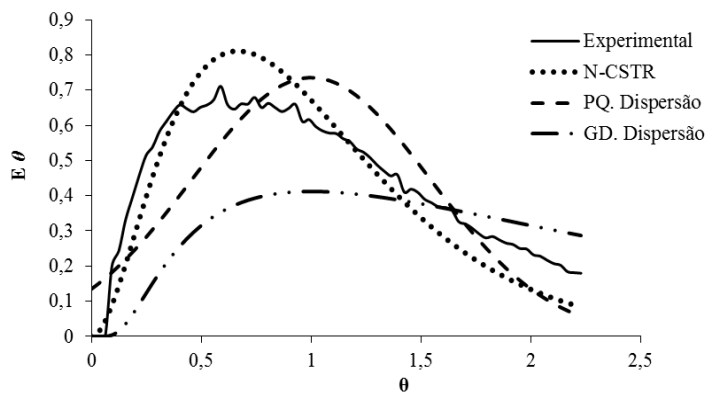
**Figura 12 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R1 com  $\theta$  de 18 h.**



**Figura 13 – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 1 realizado no R2 com  $\theta$  de 18 h.**



**Figura 14** – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 2 realizado no R2 com  $\theta$  de 18 h.



**Figura 15** – Curvas de DTR obtidas experimentalmente no ensaio 3 realizado no R2 com  $\theta$  de 18 h.

Como foi possível verificar nas curvas de DTR, o modelo que melhor se ajustou a curva experimental foi o de tanques de mistura completa em série (N-CSTR). Isto se aplica para todos os ensaios realizados em ambos reatores e nas duas condições operacionais aplicadas utilizando azul de bromofenol como traçador.

Ao comparar as curvas de DTR obtidas através de ensaios hidrodinâmicos realizados com diferentes traçadores, De Nardi, Zaiat e Foresti (1999) concluíram que a forma destas curvas e os resultados dos parâmetros dos modelos matemáticos podem ser influenciados pelas características do traçador empregado. Para estudos realizados no caso de tratamento de águas residuárias, os autores consideram que os mais adequados são verde de bromocresol, azul de bromofenol, dextrana azul, eosina Y e mordante violeta.

Jiménez et al. (1988) estudaram o uso de corantes como traçadores em biorreatores para tratamento de efluentes. Os autores verificaram problemas na interpretação das curvas de DTR, relativos às características dos traçadores utilizados.

Para Morgan-Sagastume, Jiménez e Noyola (1999), as informações que são fornecidas por uma curva de DTR dependem muito da natureza do traçador que é utilizado, não sendo possível a obtenção de resultados absolutos. Todavia, quando a avaliação do comportamento hidrodinâmico é feita com diferentes traçadores, consideram possível a obtenção de resultados confiáveis. Ainda de acordo com os autores, vários modelos combinados podem se ajustar com precisão às curvas de DTR, o que reflete a inconsistência das informações. Verdade!

De Nardi, Zaiat e Foresti (1997) em seus estudos em um RAHLF verificaram difusão de diferentes traçadores no recheio do reator, tais como o azul de bromofenol, verde de bromocresol, eosina Y e outros. Os autores obtiveram melhores resultados para os ensaios realizados com dextrana azul, a qual também difundiu-se no meio suporte, porém, a difusividade relatada foi inferior à obtida para os demais traçadores. Com isso, os autores concluíram que a massa molecular dos traçadores foi determinante para os resultados obtidos, pois o traçador dextrana azul possui massa molecular muito superior que a dos demais.

Souza (2012) concluiu que as características do traçador interferem nos parâmetros dos modelos matemáticos e estas foram determinantes em seus estudos. A autora verificou que o número de dispersão, além do parâmetro N, foram consideravelmente diferentes de um experimento para outro em função das características dos traçadores, bem como das condições de operação do reator, tais como a injeção de ar. Além disso, a autora concluiu que os traçadores cloreto de sódio, eosina Y e o azul de bromofenol não refletem o comportamento hidrodinâmico de reatores contendo meios porosos de forma confiável, e que a utilização destes pode levar a erros de projeto e aumento de escala dos sistemas de tratamento.

Apesar destes apontamentos, neste trabalho observou-se que os resultados obtidos com o azul de bromofenol foram estáveis. No entanto, tendo em vista os estudos realizados por De Nardi, Zaiat e Foresti (1999), é possível que os reatores apresentassem tendência a outro modelo hidrodinâmico utilizando outros traçadores com características distintas. Porém, cabe salientar que este estudo não objetivou a avaliação da resposta de diferentes traçadores.

A partir das curvas de DTR foram obtidos os resultados dos ajustes aos modelos uniparamétricos de dispersão e número de tanques de mistura completa em série para o R1 e R2 operados no  $\theta$  de 12 h (Tabela 8) e no  $\theta$  de 18 h (Tabela 9).

**Tabela 8 – Resultados dos ajustes aos modelos uniparamétricos para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h.**

Reator	Ensaio	$\theta$ teórico (h)	$\theta$ real (h)	N-CSTR (N)	PQ. Disp. (D/ $\mu$ L)	GD. Disp. (D/ $\mu$ L)
R1	1	12	8,40	1,00	0,472	2,725
	2		9,00	1,00	0,453	2,544
	3		9,00	1,00	0,493	2,933
R2	1		14,50	3,00	0,193	0,686
	2		16,20	3,00	0,156	0,507
	3		15,90	3,00	0,156	0,508

**Legenda:** N-CSTR = número de tanques em série; PQ. Disp. = pequena dispersão; GD. Disp. = grande dispersão.

**Tabela 9 – Resultados dos ajustes aos modelos uniparamétricos para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.**

Reator	Ensaio	$\theta$ teórico (h)	$\theta$ real (h)	N-CSTR (N)	PQ. Disp. (D/ $\mu$ L)	GD. Disp. (D/ $\mu$ L)
R1	1	18	12,20	1,00	0,488	2,877
	2		14,00	1,00	0,451	2,526
	3		14,40	1,00	0,440	2,431
R2	1		18,80	2,00	0,212	0,783
	2		23,80	3,00	0,161	0,531
	3		24,20	3,00	0,147	0,467

**Legenda:** N-CSTR = número de tanques em série; PQ. Disp. = pequena dispersão; GD. Disp. = grande dispersão.

Com relação ao modelo N-CSTR, quando o parâmetro unitário N se aproxima de um único tanque, há maior tendência ao fluxo de mistura completa, enquanto quando o volume é distribuído em infinitos tanques existe maior tendência ao fluxo em pistão (SPERLING, 1996). Nos três ensaios realizados no R1 para o  $\theta$  de 12 h e de 18 h o número de tanques foi igual a 1, o que indica maior tendência ao modelo ideal de mistura completa. Com relação ao R2, o número de tanques em série foi igual a 3 em todos os ensaios realizados em ambos  $\theta$ , exceto para um único ensaio no  $\theta$  de 18 h, o que também indica maior tendência ao fluxo de mistura completa, pois trata-se de valores de N muito baixos.

Tendo em vista os estudos realizados por Kreutz (2012), há diminuição do parâmetro unitário N de tanques em série quando ocorre o aumento do grau de dispersão de grande intensidade. A autora concluiu que quando isto é observado, o sistema tende ao modelo de mistura completa. Esta situação foi verificada no presente trabalho, considerando que quanto maior foi o grau de grande dispersão, menor foi o número de tanques em série obtido.

Além desse fator, observou-se que os valores de D/ $\mu$ L foram elevados, sendo os de grande dispersão sempre maiores que os de pequena dispersão. Com isso, concluiu-se que o grau de mistura e dispersão no interior do reator foi alto, sendo possível inferir novamente que os reatores apresentaram maior tendência ao fluxo de mistura completa. Para  $\theta$  de 12 h, o valor médio de D/ $\mu$ L no R1 foi de 0,473 e 2,734 para pequena e grande dispersão,

respectivamente, e no R2 foi de 0,168 e 0,567. Para  $\theta$  de 18 h, o valor médio de  $D/\mu L$  no R1 foi de 0,460 e 2,611 para pequena e grande dispersão, respectivamente, e no R2 foi de 0,173 e 0,594, respectivamente.

Levenspiel (2000) acrescenta que, quando os valores de  $D/\mu L$  tendem ao infinito, é um indicativo de que o sistema se comporta como fluxo de mistura completa, enquanto quando  $D/\mu L$  tende a zero é um indicativo de que o sistema se comporta como modelo pistonado. Valores de  $D/\mu L$  na faixa de 0 – 0,002 indicam dispersão de pequena intensidade,  $D/\mu L$  na faixa de 0,002 – 0,025 indica dispersão de grau intermediário, enquanto  $D/\mu L$  na faixa de 0,025 – 0,200 indica grau de dispersão de grande intensidade.

Para Oliveira Netto (2011), os sistemas que possuem aeração ou recirculação fazem com que a tendência seja para o modelo de mistura completa. Kreutz (2012) constatou esta situação em um reator utilizando eosina Y como traçador. A autora observou que o coeficiente de correlação para o modelo N-CSTR foi maior quando operado com aeração e com aeração e recirculação do que quando operado somente na condição anaeróbia. Kennedy e Droste (1985) também verificaram que o escoamento no reator se aproximou ao de reatores de mistura perfeita e conferiram esse resultado em parte ao efeito da injeção de ar no interior do reator.

Com o ajuste dos dados experimentais, foi possível ainda obter os coeficientes de correlação ( $r^2$ ) aos modelos teóricos de tanques de mistura completa em série, pequena e grande dispersão para R1 e R2 operados no  $\theta$  de 12 h e 18 h (Tabela 10).

**Tabela 10 – Coeficientes de correlação ( $r^2$ ) obtidos com ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos para R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h e 18 h.**

Reator	Ensaio	N-CSTR		PQ Dispersão		GD Dispersão	
		$\theta 12h$	$\theta 18h$	$\theta 12h$	$\theta 18h$	$\theta 12h$	$\theta 18h$
R1	1	0,954	0,948	0,602	0,495	0,027	0,020
	2	0,924	0,942	0,562	0,362	0,033	0
	3	0,936	0,936	0,511	0,209	0	0
R2	1	0,908	0,948	0,724	0,449	0,213	0,309
	2	0,963	0,897	0,698	0,522	0,466	0,583
	3	0,930	0,950	0,772	0,677	0,417	0,719

**Legenda:** N-CSTR = número de tanques em série; PQ Dispersão = pequena dispersão; GD. Dispersão = grande dispersão.

Como pode ser observado, houve forte correlação com o modelo de N-CSTR, com valores de  $r^2$  acima de 0,9 para todos os casos, exceto para o ensaio 2 realizado no R2 operado

com  $\theta$  de 18h. Vale lembrar que o modelo de N-CSTR também foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais nas curvas de DTR.

Nascimento Júnior (2013) ao avaliar um RCAALF utilizando azul de bromofenol, verificou com base na análise das curvas de DTR e coeficientes de correlação, que o comportamento hidrodinâmico do reator tende ao fluxo de mistura completa quando operado nos  $\theta$  de 22h, 16h e 10h, com  $r^2$  para N-CSTR variando de 0,911 a 0,980.

Rodrigues (2015) ao operar dois RCAALF operados nos  $\theta$  de 18h e 12h, utilizando Eosina Y como traçador, também verificou tendência dos sistemas ao fluxo de mistura completa. Para as duas condições operacionais, a autora obteve valores de N variando de 2 a 5,  $r^2$  médio para o modelo de tanques em série igual a 0,917 para o reator preenchido com espumas de poliuretano e 0,947 para o reator preenchido com *L. cylindrica*.

Por meio da análise das curvas de DTR, Belini et al. (2013) verificaram que o comportamento hidrodinâmico do reator (RCAALF) apresentou tendência a diferentes modelos ideais utilizando eosina Y como traçador em fases distintas. Nas fases 2 (com aeração e sem recirculação) e 3 (com aeração e recirculação) o reator se comportou tendendo a N-CSTR, indicando mistura completa, enquanto na fase 1 (anaeróbio e sem recirculação) os autores observaram tendência ao fluxo pistonado.

Freitas (2013) operou um RCAALF para tratamento de efluente bovino nos  $\theta$  de 24, 18 e 12 h, utilizando azul de bromofenol e eosina Y como traçadores, espuma de poliuretano e argila expandida como meio suporte. Ao observar os coeficientes de correlação e analisando as curvas de DTR obtidas por meio dos ensaios, a autora verificou que o modelo que apresentou melhor ajuste para todas as situações foi o N-CSTR, com N menor que 3 para todos os casos.

Méndez-Romero et al. (2011) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um RALF, utilizando o traçador rodamina B como traçador. Com a realização deste estudo, os autores verificaram que o reator apresentou maior tendência ao fluxo de mistura completa para baixas taxas volumétricas, ao passo que para altas taxas volumétricas verificaram tendência ao modelo de fluxo pistonado.



### 5.3 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA E HIDRÁULICA

#### 5.3.1 Curtos-Circuitos Hidráulicos, Zonas Mortas e Eficiência Hidráulica

A partir dos ensaios hidrodinâmicos, foi verificada a presença de curtos-circuitos hidráulicos, bem como foi calculado o volume de zonas mortas e eficiência hidráulica do R1 e R2 operados no  $\theta$  de 12 h (Tabela 11) e 18 h (Tabela 12).

**Tabela 11 - Resultados das de anomalias e eficiência hidráulica de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h.**

Reator	Ensaio	$\theta$ teórico (h)	$\theta$ real (h)	Pico (h)	Curto-circuito hidráulico ( $\Psi$ )	Zonas Mortas (L)	Eficiência Hidráulica ( $\lambda$ )
R1	1	12	8,40	1,50	0,20	3,10	0
	2		9,00	3,75	0,40	2,90	0
	3		9,00	1,50	0,20	2,90	0
R2	1		14,50	7,50	0,50	-1,40	1,60
	2		16,20	9,00	0,60	-2,40	2,30
	3		15,90	6,00	0,40	-2,20	2,20

**Tabela 12 - Resultados das de anomalias e eficiência hidráulica de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.**

Reator	Ensaio	$\theta$ teórico (h)	$\theta$ real (h)	Pico (h)	Curto-circuito hidráulico ( $\Psi$ )	Zonas Mortas (L)	Eficiência Hidráulica ( $\lambda$ )
R1	1	18	12,20	3,00	0,20	2,10	0
	2		14,00	6,75	0,50	1,40	0
	3		14,40	5,25	0,40	1,30	0
R2	1		18,80	6,75	0,40	-0,30	0,70
	2		23,80	13,50	0,60	-2,20	2,10
	3		24,20	14,25	0,60	-2,40	2,30

Para Thackston, Shields Jr. e Schroeder (1987), a presença de curtos-circuitos hidráulicos é verificada quando obtém-se através dos cálculos valor igual ou menor que 0,3. Tendo em vista os resultados obtidos, verificou-se presença de curtos-circuitos hidráulicos somente em dois ensaios realizados no R1 operado no  $\theta$  de 12 h e em um ensaio realizado no R1 operado no  $\theta$  de 18 h. Diferente disso, no R2 não foram verificados curtos-circuitos hidráulicos em nenhum dos ensaios realizados em ambas condições operacionais.

Não foi verificado volume de zonas mortas nos ensaios realizados no R2 em ambos os  $\theta$ . No entanto, no R1 operado no  $\theta$  de 12 h verificou-se média de 36,5% de volume morto e 34,0% quando operado no  $\theta$  de 18 h. Importante destacar que, de acordo com Jiménez et al. (1988), o líquido contido nos poros dos meios suportes porosos atua como volume estagnado.

Apesar de não ter sido verificado volume morto do R2, observou-se por meio das curvas experimentais, a lenta liberação do traçador, caracterizando o efeito de cauda longa. Com isso, concluiu-se que o traçador ficou adsorvido no material suporte do R2, no caso a *L. cylindrica*, por período elevado de tempo, resultando em  $\theta$  real maior que o teórico. Além disto, conforme já destacado, foi verificado adiantamento do pico da concentração do traçador em todos os ensaios realizados, o que pode indicar presença de caminhos preferenciais.

No R1 esse adiantamento foi ainda mais significativo, com  $\theta$  real sempre menor que o teórico, sendo possível inferir que houve presença de caminhos preferenciais. Situação similar foi constatada nos estudos realizados por Nascimento Júnior (2013), que pelos resultados, não verificou presença de curtos-circuitos hidráulicos nem mesmo volume de zonas mortas, o que o levou a concluir que o lento decaimento das curvas experimentais também se deu em função da adsorção do azul de bromofenol no meio suporte utilizado.

Por outro lado, Rodrigues (2015) ao operar dois RCAALF verificou que para o  $\theta$  de 18 h, as zonas mortas representaram em média 15% e 11% do volume útil do reator preenchido com espumas de poliuretano e do reator com esponja vegetal, respectivamente, enquanto para o  $\theta$  de 12 h, a autora verificou médias 22% e 27%, respectivamente. Com relação aos curtos-circuitos hidráulicos, a autora verificou presença em todos os ensaios realizados e os reatores foram classificados com baixa eficiência hidráulica.

Ao avaliar um reator UASB submetido à variação cíclica de vazão, Carvalho et al. (2008) verificaram que valores experimentais obtidos foram superiores ao  $\theta$  teórico por apresentarem diferenças significativas em relação ao tempo de detenção hidráulica teórico de 10 h. Esses resultados demonstraram atraso na resposta do traçador, o que segundo os autores, é um indicativo da existência de zonas mortas no interior do reator ou ainda da adsorção do traçador na biomassa.

Em termos de eficiência hidráulica, o R1 apresentou baixa eficiência hidráulica em todos os ensaios realizados em ambos os  $\theta$  aplicados. Importante ressaltar que o R1 foi o que apresentou elevados volumes de zonas mortas, presença de curtos-circuitos hidráulicos, bem como picos de concentração do traçador muito adiantados.

Com isso, acredita-se que as características do meio suporte deste reator (R1), como sua alta compressibilidade, tenham corroborado para a identificação destas anomalias e para a

baixa eficiência hidráulica constatada. Sabe-se que fisicamente não é lógica a verificação de valores de eficiência hidráulica iguais a zero, no entanto, vale lembrar que de acordo com a metodologia utilizada neste trabalho, o cálculo desta eficiência está baseado tão somente no volume efetivo e número de tanques de mistura completa em série, sendo este igual a 1,0 em todos os ensaios realizados no R1, o que implicou em tais resultados.

Entretanto, com relação ao R2 observou-se boa eficiência hidráulica para todos os ensaios realizados, exceto para um único ensaio realizado no  $\theta$  de 18 h, uma vez que o valor de  $\lambda$  obtido foi menor que 0,75.

O fato de R2 apresentar melhores resultados que R1, no que se refere à eficiência hidráulica já era esperado, pois no R2 não foram verificados volumes mortos, curtos-circuitos hidráulicos e, além disso, os picos (h) de concentração do traçador no efluente foram menos adiantados que no R1, o que pode indicar menor ocorrência de caminhos preferenciais.

### 5.3.2 Número de Reynolds

Ao se considerar escoamento em meios porosos, a magnitude do número Reynolds deve ser reformulada para a correta classificação do escoamento, uma vez que este não ocorre da mesma maneira que em tubos cilíndricos. Importante destacar que, para que o escoamento possa ser considerado laminar em meios porosos, o número de Reynolds obtido deve ser muito baixo quando comparado a outros condutos, com  $Re < 1$  (SCHIED; MASSARANI, 2002).

A partir da massa específica, viscosidade dinâmica e velocidade média do fluido no interior dos reatores, foram obtidos os valores do número de Reynolds. Com isso, os resultados foram 0,411 e 0,73 para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 12 h e 0,319 e 0,049 para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 18 h.

Deste modo, o escoamento foi classificado como laminar para todos os casos, uma vez que os valores obtidos foram menores que 1. Segundo Brunetti (2008), tem-se por escoamento laminar aquele escoamento em que as partículas do fluido se deslocam em lâminas de forma individualizada, sendo este tipo o menos comum na prática.

## 5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

### 5.4.1 Estatística Descritiva

Inicialmente, para comparar por meio de testes estatísticos os meios suportes utilizados nos reatores e os tempos de detenção hidráulica aplicados, foi necessário verificar a distribuição dos ensaios hidrodinâmicos realizados através da estatística descritiva (Figuras 16 e 17) com auxílio do *software* Microsoft<sup>®</sup> Excel.

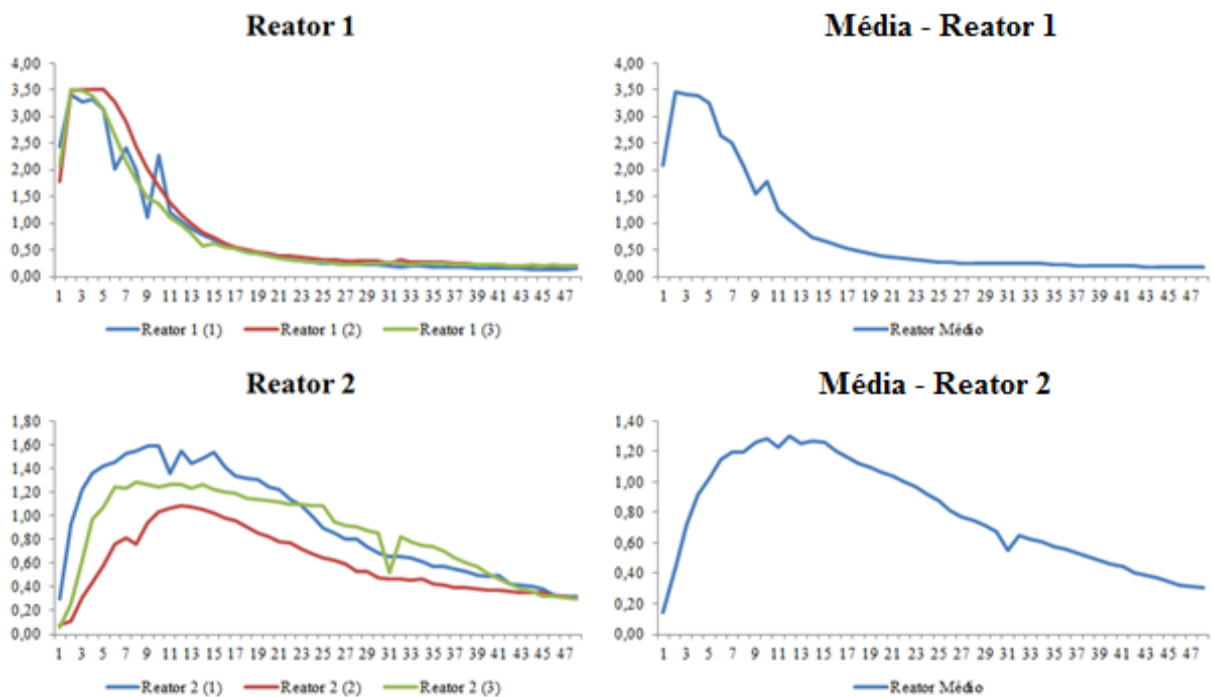
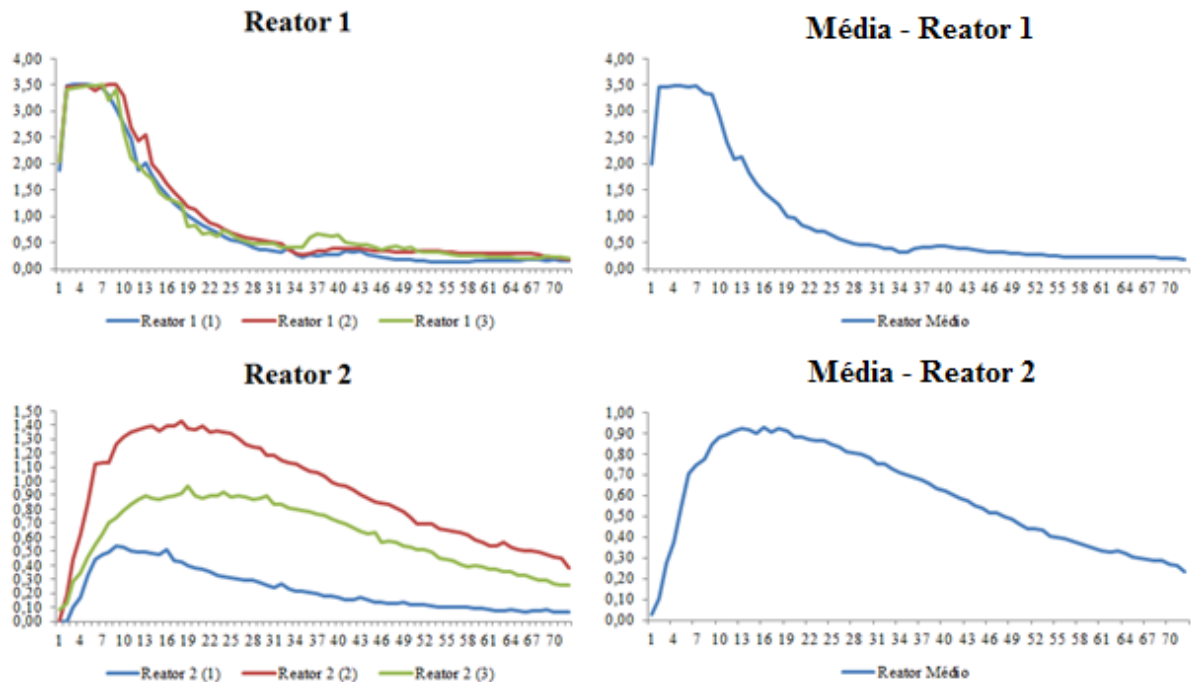


Figura 16 – Estatística descritiva para o R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h.

Legenda: Reator 1 (1): ensaio 1 realizado no R1; Reator 1 (2): ensaio 2 realizado no R1; Reator 1 (3): ensaio 3 realizado no R1; Reator 2 (1): ensaio 1 realizado no R2; Reator 2 (2): ensaio 2 realizado no R2; Reator 2 (3): ensaio 3 realizado no R2.



**Figura 17 – Estatística descritiva para o R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.**

**Legenda:** Reator 1 (1): ensaio 1 realizado no R1; Reator 1 (2): ensaio 2 realizado no R1; Reator 1 (3): ensaio 3 realizado no R1; Reator 2 (1): ensaio 1 realizado no R2; Reator 2 (2): ensaio 2 realizado no R2; Reator 2 (3): ensaio 3 realizado no R2.

Como se pode observar, os resultados obtidos nos ensaios realizados no R1 foram mais estáveis quando comparados com os ensaios realizados no R2. A variação entre os dados obtidos nos três ensaios de R1, nas duas condições operacionais, foi mínima e por tal razão foi possível utilizar a média entre as repetições para aplicarem-se os testes estatísticos posteriores.

Apesar da variação entre os dados obtidos nos três ensaios do R2, também foi possível utilizar a média dos ensaios para os testes estatísticos, pois o distanciamento entre as curvas manteve um padrão. Esta variação entre os ensaios pode indicar maior instabilidade do reator no que se refere ao comportamento hidrodinâmico, todavia, é possível inferir que esta instabilidade não foi prejudicial em termos hidrodinâmicos, pois como já observado, os melhores resultados hidrodinâmicos obtidos foram para o R2, principalmente quando operado no  $\theta$  de 12 h.

#### 5.4.2 Testes de Normalidade

Uma vez verificada a possibilidade de utilizar as médias entre os ensaios para aplicação dos testes estatísticos, foi verificada a normalidade dos dados (Tabelas 13 e 14).

**Tabela 13 - Resultados do teste de Shapiro-Wilk para  $\theta$  de 12 h.**

Resultados	R1 (1)	R1 (2)	R1 (3)	R2 (1)	R2 (2)	R2 (3)
Tamanho da amostra	48	48	48	48	48	48
Média	0,7903	0,8998	0,7928	0,9372	0,6031	0,6031
Desvio padrão	0,9912	1,0731	0,9785	0,4382	0,2745	0,2745
W	0,6755	0,6601	0,6410	0,8882	0,9276	0,9276
p-valor	0,0073	0,0071	0,0069	0,0096	0,0100	0,0100

**Legenda: Reator 1 (1): ensaio 1 realizado no R1; Reator 1 (2): ensaio 2 realizado no R1; Reator 1 (3): ensaio 3 realizado no R1; Reator 2 (1): ensaio 1 realizado no R2; Reator 2 (2): ensaio 2 realizado no R2; Reator 2 (3): ensaio 3 realizado no R2.**

**Tabela 14 - Resultados do teste de Lilliefors para  $\theta$  de 18 h.**

Resultados	R1 (1)	R1 (2)	R1 (3)	R2 (1)	R2 (2)	R2 (3)
Tamanho da amostra	72	72	72	72	72	72
Desvio máximo	0,2796	0,2872	0,3029	0,1508	0,1128	0,1324
Valor crítico (0,05)	0,1044	0,1044	0,1044	0,1044	0,1044	0,1044
Valor crítico (0,01)	0,1215	0,1215	0,1215	0,1215	0,1215	0,1215
p-valor	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,05	< 0,01

**Legenda: Reator 1 (1): ensaio 1 realizado no R1; Reator 1 (2): ensaio 2 realizado no R1; Reator 1 (3): ensaio 3 realizado no R1; Reator 2 (1): ensaio 1 realizado no R2; Reator 2 (2): ensaio 2 realizado no R2; Reator 2 (3): ensaio 3 realizado no R2.**

Ao analisar o p-valor do teste de Shapiro-Wilk para os reatores operados com  $\theta$  de 12 h, verificou-se que nenhuma das amostras apresentou normalidade, com p-valor < 0,05 para todos os casos.

Da mesma forma que feita para o  $\theta$  de 12 h, aplicou-se a cada conjunto de dados do  $\theta$  de 18 h, um teste de normalidade a fim de direcionar as análises seguintes, porém não foi possível utilizar o teste de Shapiro-Wilk para este caso, pois o tamanho da amostra era superior a 50. Sendo assim, optou-se pelo teste de normalidade de Lilliefors para verificar a normalidade dos dados dos reatores operados com  $\theta$  de 18 h. Por meio deste teste, verificou-se que nenhum dos ensaios possui distribuição normal, com p-valor < 0,05 em todas as situações.

Por isto, optou-se pelos testes não paramétricos para análise dos dados, sendo estes o teste de Wilcoxon e o teste U de Mann-Whitney.

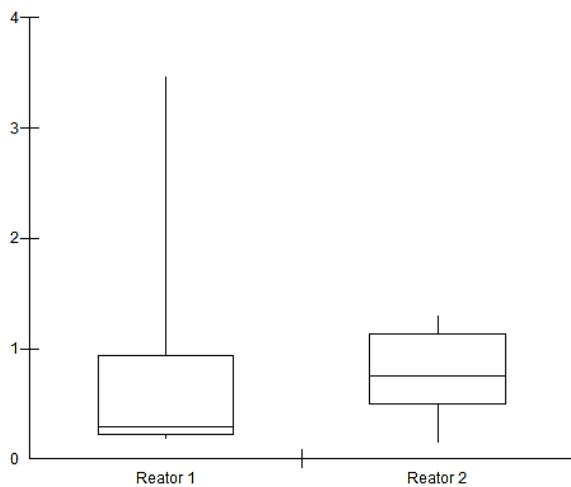
#### 5.4.3 Teste de Wilcoxon

O teste de Wilcoxon foi utilizado para testar se existe diferença significativa entre os meios suportes utilizados nos dois reatores na mesma condição operacional. Com base neste teste, foi possível verificar a diferença entre os dois grupos relacionados com dados pareados.

Com base no p-valor, rejeita-se a hipótese nula ( $H_0$ ) e aceita-se  $H_1$  para a comparação entre os meios suportes de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h (Tabela 15), ou seja, há indícios para afirmar que existe diferença significativa em termos hidrodinâmicos entre os dois meios suportes utilizados para imobilização da biomassa neste caso, o que pode ser confirmado através do *box-plot* (Figura 18).

**Tabela 15 - Resultados do teste de Wilcoxon para os reatores operados com  $\theta$  de 12 h.**

Resultados	R1 e R2
T	394
Número de pares	48
Z	1,9898
p-valor (bilateral)	0,0466

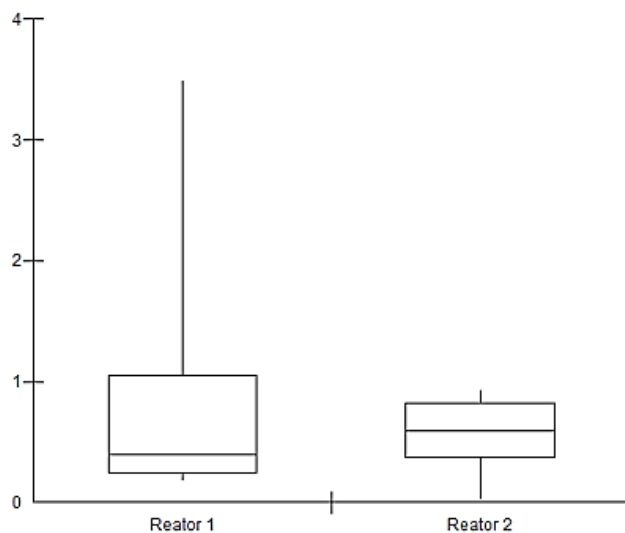


**Figura 18 – Box-plot obtido por meio do teste de Wilcoxon ao comparar o meio suporte de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 12 h.**

Por outro lado, ao comparar os meios suportes no  $\theta$  de 18 h, foi possível afirmar que estes não são diferentes em termos hidrodinâmicos nesta condição operacional, uma vez que  $p\text{-valor} > 0,05$  (Tabela 16), sendo possível aceitar a hipótese  $H_0$  e rejeitar  $H_1$ . É possível confirmar esta situação através do *box-plot* (Figura 19), em que observa-se que a distribuição dos dados nos reatores são similares.

**Tabela 16 - Resultados do teste de Wilcoxon para os reatores operados com  $\theta$  de 18 h.**

Resultados	R1 e R2
T	1153
Número de pares	72
Z	0,9035
p-valor (bilateral)	0,3663



**Figura 19 – *Box-plot* obtido por meio do teste de Wilcoxon ao comparar o meio suporte de R1 e R2 operados com  $\theta$  de 18 h.**

#### 5.4.4 Teste U de Mann-Whitney

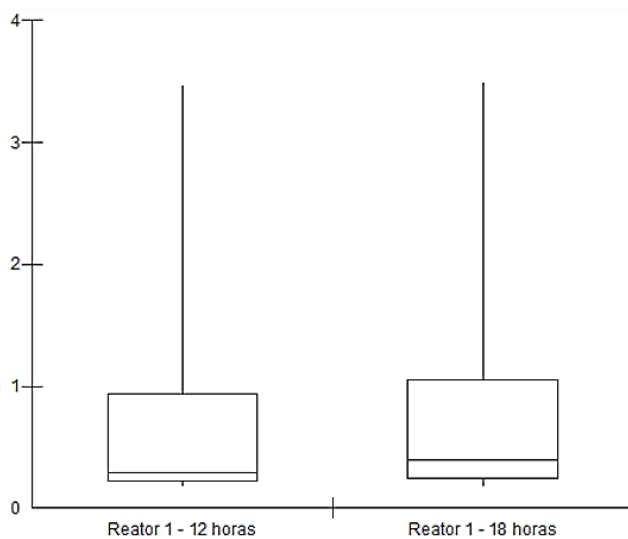
Como foi verificado anteriormente que não existe normalidade nos dados, optou-se pelo teste de U de Mann-Whitney para dados não pareados, a fim de verificar se há diferença entre as duas condições operacionais aplicadas, ou seja, se é indiferente operar cada reator com  $\theta$  de 12 ou 18 h no que se refere a comportamento hidrodinâmico.



Como p-valor é maior que 0,05 (Tabela 17), aceita-se a hipótese  $H_0$ , então há indícios para afirmar que não existe diferença significativa entre as duas condições operacionais aplicadas ao R1, o que pode ser comprovado pelo *box-plot* (Figura 20). Desta forma, é possível dizer que, em termos hidrodinâmicos, o R1 operado com  $\theta$  de 12 h comporta-se da mesma maneira que quando operado com  $\theta$  de 18 h.

**Tabela 17 - Resultados do teste U de Mann-Whitney para o R1 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h.**

Resultados	R1 (12 h)	R1 (18 h)
Tamanho da amostra	48	72
Soma dos Postos ( $R_i$ )	2608	4652
Mediana	0,29	0,40
U	1432	
Z (U)	15,856	
p-valor (bilateral)	0,1128	

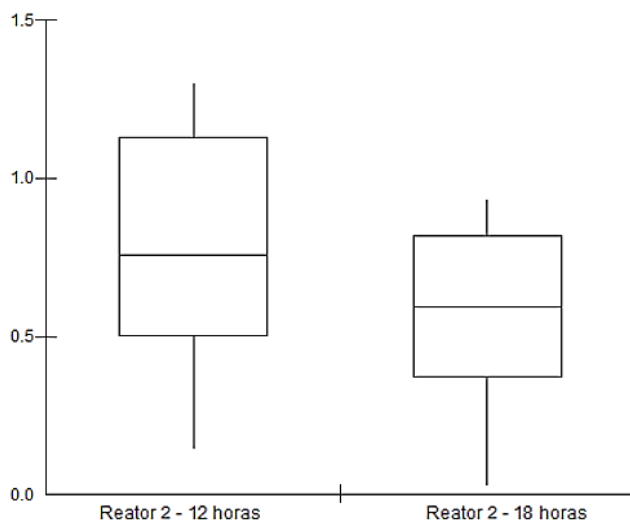


**Figura 20 – Box-plot obtido por meio do teste U de Mann-Whitney ao comparar o R1 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h.**

Ao contrário disso, ao aplicar o teste U de Mann-Whitney para comparar as condições operacionais as quais o R2 foi submetido, verificou-se p-valor  $< 0,05$ , ou seja, existe diferença em termos hidrodinâmicos entre o R2 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h, o que é possível confirmar por meio da distribuição dos dados no *box-plot* (Figura 21).

**Tabela 18 - Resultados do teste U de Mann-Whitney para o R2 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h.**

Resultados	R2 (12 h)	R2 (18 h)
Tamanho da amostra	48	72
Soma dos Postos (Ri)	3510	3750
Mediana	0,76	0,59
U	1122	
Z (U)	32,463	
p-valor (bilateral)	0,0012	

**Figura 21 – Box-plot obtido por meio do teste U de Mann-Whitney ao comparar o R2 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h.**

Desta forma, conclui-se que o R2 é mais instável que o R1 no que se refere a hidrodinâmica, pois além de comportar-se de maneira distinta ao aplicar condições operacionais diferentes, verificou-se através da estatística descritiva que houve maior variação entre os ensaios realizados no R2 operado com mesmo  $\theta$  que o R1.

No entanto, ao considerar os resultados da caracterização hidrodinâmica e hidráulica, observou-se um bom desempenho do R2, uma vez que foi verificada ausência de zonas mortas, curtos-circuitos hidráulicos e eficiência hidráulica satisfatória. O desempenho foi especificamente melhor para o R2 operado com  $\theta$  de 12 h, pois os três ensaios realizados foram classificados com eficiência hidráulica boa, enquanto que no  $\theta$  de 18 h, um ensaio foi classificado com eficiência satisfatória.

Além disso, como já verificado, o R2 também apresentou melhores resultados com relação ao R1 nas duas condições operacionais no que se refere à eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta e filtrada.

## 6 CONCLUSÃO

A partir da realização deste estudo foi possível verificar que as concentrações do efluente bovino, principalmente quanto a matéria orgânica (DQO), sólidos totais e suspensos, variaram significativamente ao longo do período operacional.

No entanto, apesar das variações do substrato, foi possível verificar através das análises físico-químicas para avaliar o EEDA, que os reatores comportaram-se de maneira estável e não prejudicial as atividades biológicas levando em conta os parâmetros analisados, e que os reatores são capazes de suportar variações de carga orgânica.

O R1 apresentou eficiência média de remoção de ST de 68,3% e de 89,3% de SST, ao passo que no R2 as médias de remoção foram de 61,0% para ST e de 83,0% para SST. No  $\theta$  de 18 h, o R1 também apresentou melhores resultados em termos de ST, exceto para SST. O fato de o desempenho do R1 ter sido melhor que o do R2 para este caso pode estar atrelado a degradação do meio suporte do R2 (*L. cylindrica*) e consequente liberação de sólidos no efluente tratado.

Por outro lado, o R2 apresentou melhores resultados com relação ao R1 quando operados no  $\theta$  de 12 h, com médias de 77% e 59,3% de eficiência de remoção de DQO bruta e filtrada, respectivamente, para o R2, enquanto no R1 as eficiências médias foram de 56,7 e 47,3% para DQO bruta e filtrada, respectivamente. Quando os reatores foram operados no  $\theta$  de 18h, o R2 também apresentou melhores resultados se comparado ao R1. Uma hipótese para o melhor desempenho do R2 com relação ao R1 em termos de eficiência de DQO pode estar relacionada ao fato da área superficial da *L. cylindrica* ser maior que a das espumas de poliuretano, proporcionando maiores áreas para aderência dos microrganismos.

No que se refere à comportamento hidrodinâmico, verificou-se mediante os ensaios realizados que o padrão de mistura dos reatores, nas duas condições operacionais, apresentou maior tendência ao fluxo de mistura completa. As curvas de DTR foram melhor ajustadas ao modelo de N-CSTR para todas as situações, com coeficientes de correlação sempre acima de 0,9.

Ainda, observou-se que o  $\theta$  real foi menor que o teórico em todos os ensaios hidrodinâmicos realizados no R1 nas duas condições operacionais, o que pode ser indicativo de caminhos preferenciais, ao passo que no R2 observou-se que o  $\theta$  real foi sempre maior que o teórico, o que pode ser indicativo de adsorção do traçador no meio suporte e presença de zonas mortas.

Foi verificada presença de curtos-circuitos hidráulicos somente em dois ensaios realizados no R1 operado no  $\theta$  de 12h e em um ensaio realizado no R1 operado no  $\theta$  de 18h. Diferente disso, no R2 não foram verificados curtos-circuitos hidráulicos em nenhum dos ensaios realizados em ambas condições operacionais.

No R1 operado no  $\theta$  de 12h verificou-se média de 36,5% de volume morto e 34,0% quando operado no  $\theta$  de 18h, enquanto no R2 não foram verificadas zonas mortas. Apesar da ausência de zonas mortas no R2, por meio das curvas experimentais observou-se lenta liberação do traçador, sendo possível inferir que houve retenção do traçador no meio suporte.

A eficiência hidráulica foi classificada como baixa para todos os ensaios realizados no R1, ao passo que no R2 observou-se boa eficiência ( $\lambda > 0,75$ .) em todos os ensaios, exceto um que foi classificado com eficiência satisfatória.

Em termos hidráulicos, os valores do número de Reynolds foram 0,411 e 0,73 para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 12 h e 0,319 e 0,049 para R1 e R2, respectivamente, operados com  $\theta$  de 18 h, o que caracterizou escoamento laminar.

Tendo em vista a comparação entre os meios suportes utilizados, foi possível concluir por meio do teste estatístico de Wilcoxon que não existem diferenças em termos hidrodinâmicos entre o meio suporte do R1 com o R2, operados com  $\theta$  de 18 h, enquanto para o  $\theta$  de 12 h verificou-se que existe diferença entre eles, sendo o p-valor para este caso menor que 0,05.

Por fim, por meio do teste U de Mann-Whitney, ao comparar o R1 operado com  $\theta$  de 12 e 18 h verificou-se p-valor  $> 0,05$ , ou seja, o R1 comporta-se da mesma maneira nestas duas condições em termos hidrodinâmicos, pois a vazão não influenciou no comportamento. Por outro lado, para o R2 verificou-se p-valor  $< 0,05$ , sendo possível concluir que existe diferenças e que este reator não se comporta da mesma maneira quando operado nas duas condições operacionais a que foi submetido. No entanto, apesar da instabilidade hidrodinâmica do R2 frente as condições operacionais aplicadas, verificou-se que esta instabilidade não foi prejudicial, uma vez que neste reator não foram verificadas presença de curtos hidráulicos, zonas mortas e a eficiência hidráulica foi predominantemente classificada como boa, situação muito diferente da verificada no R1.

## REFERÊNCIAS

- AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. **Water Research**, Murcia, [online], v.36, p. 2910-2919, 2002.
- AGRA, C. de A. **Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 2009.
- AHMED, M.; IDRIS, A.; ADAM, A. Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater. **Journal of Engineering Science and Technology**, Melbourne, p. 55-69. 2007.
- ARAÚJO JÚNIOR, M. M. de. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. 2006. 160 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- BELINI, A. D. **Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino**. 2013. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.
- BELINI, A. D.; CARVALHO, K. Q. de; KREUTZ, C.; IKENO, D. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um reator combinado anaeróbio efluente de abatedouro bovino. In: XVII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR. **Anais... XVII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR**. Curitiba: UTFPR, 2012.
- BERNARDEZ, L. A.; LIMA, L. R. P. A.; ALMEIDA, P. F. The hydrodynamics of an upflow packed-bed bioreactor at low Reynolds Number. **Brazilian Journal of Petroleum and Gas**, v. 2, n. 3, p. 114-121, 2008.
- BODÍK, I.; KRATOCHVÍL, K.; GASPARIKOVÁ, E.; HUTŇAN, M. Nitrogen removal in na anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. **Bioresource Technology**, [s.l], p. 79-84. 2003.
- BRAILE, P. M; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 053, de 18 de março de 2005, p. 58-63.

\_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 430, 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, nº 92, de 16 de maio de 2011, p. 89.

Brandão, L. E. B. (2001). **Otimização de unidades de tratamento de águas residuais urbanas e Industriais empregando-se traçadores radioativos**. Tese (Doutorado em Energia Nuclear) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BRUNETTI, F. **Mecânica dos fluidos**. 3ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2008.

CAMPOS, C. M. M.; SALÉH, B. B.; CARMO, F. R. do. Determination of kinetic parameters of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) removing organic loading from swine manure effluents. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 29, n. 5, p. 1045-1051, set./out., 2005.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB – Rede Corporativa de Pesquisas. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p.

CAPELA, I.; BILÉ, M. J.; SILVA, F.; NADAIS, H.; PRATES, A.; ARROJA, L. Hydrodynamic behaviour of a full-scale anaerobic contact reactor using residence time distribution technique. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, V. 84, p. 716–724, may 2009.

CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PASSIG, F. H.; PIRES, E. C. (2008). **Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, nº 2, p. 226-235. Abr./Jun. 2008.

CASTRO, F. M. S. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de uma nova proposta de configuração interna para reator UASB**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSEL, D. G. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], p. 1-18. 2009.

CHERNICHARO, C. A. de L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Environmental Science and Biotechnology**. [s.l.], p. 73-92. 2006.

COSTA, J. F. da. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador**. 2013. 193 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

DE NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n.5, p. 469-476, nov. 1999.

DE NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Respostas do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) nos ensaios hidrodinâmicos com diferentes traçadores. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu: ABES, p. 127-141. 1997.

DIAS, I. C. L.; CASTRO, A. C. L. de. O processo de abate de bovinos: implicações para a saúde e o ambiente. **Cad. Pesq.**, São Luís, v. 18, n. especial, dez. 2011.

DILLALO, R.; ALBETSON, O. E. (1961). Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, New York, v. 33, n. 4, p. 356-365.

DORNELAS, F. L.; MACHADO, M. B.; SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water science and technology: a journal of International Association on Water Pollution Research**. 60 (12): p. 3025-33. 2009.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation. São Carlos, 2005.

FARIAS A.; SOARES, J.; CÉSAR, C. **Introdução à Estatística**. Rio de Janeiro: Ed. LTC, 2003.

FIGUEIRÊDO, M. C. B de; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.399-409. Out./Dez. 2007.

FOGLER, H. S. **Elements of Chemical Reaction Engineering**. 3<sup>rd</sup> Ed., Pearson Education, Inc, 1999.

FREITAS, D. C de. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo tratando efluente bovino**. 2013. 50 f. Trabalho de conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. Wasterwater Microbiology. John Wiley & Sons, Incorporated, John. 272 p. 2006.

GUJER, W. Operation experience with plastic media tertiary trickling filters for nitrifications. **Water Science and Technology**, v. 16, p. 201-208. 1984.

GATTI, R. A. F. **Avaliação da remoção orgânica e nitrogenada de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo para o tratamento de efluente bovino**. 2013. 95 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

HANISCH, W. S.; PIRES, E. C. Modelagem Hidrodinâmica de Reatores Anaeróbios de Escoamento Ascendente e Manta de Lodo (Uasb). In: XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental. **Anais... XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental**. Cidade do México, 1996.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Tratamentos biológicos para remoção de matéria carbonada e nitrogenada. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**: Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, v. 12, n. 4, p. 1-12, 2004.

JIMÉNEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROUSTAN, M.; FAUP, G. Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters, **Water Research**, v. 22, p. 1253-1257, 1988.

KENNEDY, K. J.; DROSTE, R. L. Startup of anaerobic downflow stationary fixed filme (DSFF) reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 27, p. 1152-1165, 1985.



KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012. 116 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

KREUTZ, C.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q. de; MEES, J. B. R.; GOMES, S. D. Performance of an anaerobic-aerobic reactor and kinetic study of organic matter removal of cattle slaughterhouse effluent. **Eng. Agríc.** [online]. 2014, v. 34, n. 2, p. 341-351. ISSN 0100-6916.

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística aplicada**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2004. 476 p.

LEENEN, E. J. T. M.; SANTOS, V. A. P.; GROLLE, K. C. F.; TRAMPER, J.; WIJFFELS, R. H. Characteristics of and selection criteria for support materials for cell immobilization in wastewater treatment. **Water Research**, [s.l.], p. 2985-96. 1996.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie von Leeuwenhoek**, p. 67. 1995.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3 ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2000.

LIMA, C. A. A.; RIBEIRO, R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Morphological Study of Biomass During the Start-Up Period of a Fixed-Bed Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 48, n° 5, p.841-849. 2005.

LIMA, A. N. de; GOMES, B. M.; GOMES, S. D.; CARVALHO, K. Q. de; CHRIST, D. **Application of response surface methodology to study the biological removal of nitrogen from effluent of cattle slaughterhouse in a sequencing batch reactor**. *Eng. Agríc.* [online]. 2014, vol.34, n.2, pp. 363-371. ISSN 0100-6916.

LIMA, A. N. de. **Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2012.

LOURENÇO, A. M. P.; CAMPOS, C. M. M. Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours. **Ciência e Agrotecnologia** – UFPA, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1139-1144, jul/ago 2009.

MANJUNATH, N. T., MEHROTRA, I., MATHUR, R. P. Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. *Water Resource*, 1999. n. 6, p. 1930 a 1936.

MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Eng. Agríc.** [online]. 2009, vol.29, n.3, pp. 466-473. ISSN 1809-4430.

MÉNDEZ-ROMERO, D.C.; LÓPEZ-LÓPEZ, A.; VALLEJO-RODRÍGUEZ, R.; LEÓN-BECERRIL, E. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 50, p. 273-280. March, 2011.

MORGAN-SAGASTUME, J. M.; JIMÉNEZ, B.; NOYOLA, A. Alternative index for interpretation of RTD curves. **Journal of Environmental Engineering**, v. 125, n. 3, March, 1999.

METCALF, L., EDDY, H. **Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse**. Estados Unidos, McGraw-Hill. 3 ed. 1991.

NASCIMENTO JUNIOR, S. L. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo tratando efluente bovino**. 2013. 49 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

OIVEIRA NETTO, A. P. de.; ZAIAT, M. Treatment of domestic sewage in an anaerobic–aerobic fixed-bed reactor with recirculation of the liquid phase. **Clean – Soil, Air, Water**, HOBOKEN, v. 40, n. 9, p. 965-971, Sep, 2012.

OLIVEIRA NETTO, A. P. de. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Civil, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2007.

OLIVEIRA NETTO, A. P. de. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo em escala piloto, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2011. 169 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Civil, Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

PACHECO, J. V. F.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 2006. 98 p. (Série P + L). Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/producao\\_limpa/documentos/abate.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/producao_limpa/documentos/abate.pdf)>. Acesso em: 14 mar. 2015.

PASSIG, F. H.; BLUNDI, C. E. Caracterização hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. **Engenharia e Arquitetura** – Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, v. 1, n. 54 1, p. 1-6, 1999.

PASSIG, F. H. (2005). **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. São Carlos. 150p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v. 50, n.3, p. 445-452, 2006.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science & Technology**, v. 40, n. 3, p. 291–300, 1999.

PONTES, A. F. V. **Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves**. 2009. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RAMOS, N. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. Viçosa. 98p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. 2011.

RIBEIRO, J. P. L. **Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitos de Macrófitas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior Técnico - Universidade Técnica de Lisboa. 2007.

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

RODRIGUES, C. M. **Análise de parâmetros hidrodinâmicos de reator anaeróbio de leito fixo com biomassa imobilizada**. 2015. 73 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

ROMA, W. N. L. **Fenômenos de Transporte para Engenharia**. 2ª ed. Ver. São Carlos, SP: RIMA, 2006.

ROSTRON, W. M.; STUCKEY, D. C.; YOUNG, A. A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilization media. **Water Research**, [s.l.], p. 1169-78. 2000.

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. **Journal of Environmental Science**, v.22, n.9, p.1319-1326, 2010.

SCHIED, C. M.; MASSARANI, G. Escoamento acelerado de fluido não-newtoniano através de meio poroso. **Revista Universidade Rural**, Série Ciências Exatas e da Terra, v. 21 (1), p. 225-229, 2002.

SHOW, K. Y.; TAY, J. H. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**, [s.l.], p. 1271-81. 1999.

SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário operado a diferentes tempos de detenção hidráulica. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória, ES. **Anais...** VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória: ABES, p. 1-10. 2002.

SIQUEIRA, R. N.; REISEN, V.; TEIXEIRA, E. C. Avaliação de diversos indicadores de eficiência hidráulica como ferramenta para a análise do desempenho de UTAR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

SIQUEIRA, R. N., TEIXEIRA, E. C. Avaliação de diversos indicadores de eficiência hidráulica como ferramenta para a análise do desempenho de UTAE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999. Rio de Janeiro. **Anais...** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

SONOBE, H. G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2011. 105 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

SOUZA, T. H. Y. **Estudo hidrodinâmico de reator anaeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF)**. 2012. 71 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos/SP, 2012.

SOUZA, M. E. de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**. v. 44, nº 137, pp 88-94, 1984.

SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Universidade Federal de Minas Gerais - 1996 – Volume 1 e 2.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Concepção e avaliação de uma unidade de peneiramento forçado para a redução do tamanho de partículas presentes no esgoto bruto doméstico**. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2009, vol.14, n.3, pp. 307-316. ISSN 1809-4457.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. 2006. 154 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

THACKSTON, E. L.; SHIELDS JR., D. F.; SCHROEDER, P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**. v. 116, n. 6, p. 1319–1332. 1987.

TOSCANI, D. C. **Avaliação e Aplicação de Simulações Matemáticas para Definição de Regime Hidráulico e Constantes Cinéticas de Remoção de Matéria Orgânica em Reatores de Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2010.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodos Ativados: Teoria e aplicações para projeto e operação**. Campina Grande, PB. 472 p. 1999

VAN DONGEN, L.G J. M.; JETTEN, M. S. M.; LOOSDRECHT, M. C. M. V. The combined Sharon/Anammox Process – A sustainable method for N-removal from sludge water. **Water Research**, Published by IWA, UK, 2001.

WANG, Y. T.; SUIDAN, M. T.; RITTMAN, B. E. Anaerobic treatment of phenol by an expanded-bed reactor. **Journal of Water Pollution Control Federation**. 1986.

ZAIAT, M.; PASSIG, F. H.; FORESTI, E. A mathematical model and criteria for designing horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactors for wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 71, p. 235-243. 2000.

ZAIAT, M.; RODRIGUES, J. A. D.; FORESTI, E. External and Internal Mass Transfer Effects in an Anaerobic Fixed-Bed Reactor for Wastewater Treatment. **Process Biochemistry**, v. 35, p. 943-949. 2000.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias**. 135f. Texto apresentado para Concurso Público de Título de Livre-Docente – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.

ZENG, M.; SORIC, A.; FERRASSE, J-H.; ROCHE, N. Interpreting hydrodynamic behaviour by the model of stirred tanks in series with exchanged zones: preliminary study in lab-scale trickling filters. **Environmental Technology**, v. 34, p. 2571-2578. 2013.