

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS CAMPO MOURÃO
COORDENAÇÃO DE AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

DAIANE CRISTINA DE FREITAS

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE REATOR
ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO TRATANDO EFLUENTE
BOVINO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO
2013

DAIANE CRISTINA DE FREITAS

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE REATOR
ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO TRATANDO EFLUENTE
BOVINO**

Trabalho apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do Curso de Engenharia Ambiental da Coordenação de Ambiental – COEAM – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Campo Mourão, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Cristiane Kreutz

CAMPO MOURÃO
2013



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Campo Mourão



Nome da Diretoria
Nome da Coordenação
Nome do Curso

TERMO DE APROVAÇÃO

ESTUDO DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO TRATANDO EFLUENTE BOVINO

por

DAIANE CRISTINA DE FREITAS

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 23 março de 2013 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Fernando Hermes Passig
Prof. Dr. Orientador

Karina Querne de Carvalho Passig
Membro titular

Eudes José Arantes
Membro titular

- O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso -

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos que caminharam junto de mim, me apoiaram sempre, com amor e compreensão, em especial a meus pais Antônio e Sônia, aos meus irmãos Lucas e José Vitor, a minha cunhada Thayná, a minha sobrinha Maria Clara, meu noivo Luiz Carlos, minha vó Aparecida, minha tia Solange e a minha vó e madrinha Conceição (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A Deus que está acima de tudo, que nos presenteia a cada dia com o dom da vida e que me possibilitou chegar aqui.

Aos meus pais Antônio e Sônia que apesar de todas as dificuldades sempre me apoiaram e colocaram meus estudos em primeiro lugar, sempre foram compreensivos e amorosos. A eles todo meu amor, admiração e respeito.

Aos meus irmãos Lucas e José Vitor que me animavam nos dias ruins e que me deram forças para seguir.

A minha cunhada Thayná e a minha sobrinha Maria Clara que são novas integrantes da minha família, e tenho por elas grande carinho, sinto como se fossem minha irmã e filha.

A minha vó Aparecida e minha tia Solange que morei durante alguns anos da faculdade, me apoiaram e incentivaram.

A minha vó e madrinha Conceição Aparecida de Freitas (*in memorian*) que foi exemplo de mulher e deixou marcas em meu coração, a ela minha admiração e respeito.

Aos meus tios e tias, primos e primas, que sempre se preocupavam comigo e me apoiaram nos momentos difíceis.

Ao meu noivo, Luiz Carlos de Oliveira que sempre esteve ao meu lado, foi compreensivo e carinhoso.

A meu orientador Fernando Hermes Passig, que me adotou após o afastamento da professora Cristiane Kreutz.

A minha co-orientadora Cristiane Kreutz pelos ensinamentos, carinho e paciência.

Aos componentes da banca de defesa professora Karina Querne de Carvalho Passig e Eudes José Arantes pelos ensinamentos.

Aos professores da COEAM que participaram da minha formação.

A galerinha do laboratório de Saneamento Aldria Diana Belini, Raphael Augusto Ferreira Gatti, Regiane Cristina Ferreira, Andreia dos Santos Goffi, e Rafael Rosiello, que me ajudaram e me proporcionaram risadas em meio a tantas horas de laboratório.

A todos os meus amigos, mas em especial a Amanda Solarewicz, Ellen Caroline Baettker, Suellen Cristina Sachet, Raphael Augusto Ferreira Gatti, Nilesssa

Farinelli, Katia Miyuki Ito e Jordana Dorca que estiverem presentes ao meu lado em tantos momentos, que me fizeram rir mesmo após ter chorado, fizeram meus dias mais felizes, obrigada pela amizade, carinho e compreensão.

Aos técnicos do laboratório Kássia Ayumi Segawa do Amaral e Marcelo Nunes de Jesus, pela ajuda prestada na realização deste trabalho.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Campo Mourão, pelo espaço cedido para realização deste trabalho e por todo ensinamento.

"As fadigas que isto me causou e os esforços que me custaram, só Deus sabe. Quantas vezes desanimei e quantas voltei atrás tornei a começar pelo desejo de saber; sei-o eu que passei por isso, e sabem-no também os que viviam na minha companhia. Agora dou graças ao Senhor, pois que colho os saborosos frutos das raízes amargas dos estudos."

São Jerônimo

RESUMO

FREITAS, D. C. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo tratando efluente bovino**. 2012. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

O objetivo deste trabalho de conclusão de curso foi avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), operado no TDH de 24h, 18h e 12hs. Foi utilizado como meio suporte espuma de poliuretano e argila expandida, tratando esgoto agroindustrial proveniente de matadouro bovino. O reator foi operado em escala de bancada, com volume útil de 4,75 L e mantido a temperatura ambiente. Foram realizados ensaios hidrodinâmicos através de testes estímulo-resposta tipo pulso utilizando os traçadores eosina Y e azul de bromofenol, para avaliar o comportamento hidrodinâmico e verificar anomalias. Durante o período de operação era realizado o monitoramento dos parâmetros físico-químicos, como temperatura, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, DQO (bruta e filtrada), sólidos totais e sólidos suspensos para verificar se o reator estava em estado de equilíbrio dinâmico aparente. Os resultados dos ensaios hidrodinâmicos possibilitaram observar o fenômeno de cauda longa quando utilizado o traçador eosina Y, já para o azul de bromofenol não foi tão evidente. Esse fenômeno é devido à difusão do traçador e sua lenta liberação no efluente. No cálculo de zonas mortas foram obtidos valores negativos devido à existência de caminhos preferenciais. Ainda observou-se a presença de curto circuito devido ao TDH real ser menor que o teórico. E alguns ensaios apresentaram boa eficiência hidráulica ($\lambda \geq 0,75$). O modelo que apresentou melhor ajuste foi o N-CSTR, para todos os TDH e ambos os traçadores. As curvas DTR obtidas com o modelo N-CSTR em série nos três TDH com azul de bromofenol resultaram no melhor ajuste (média de correlação de 0,972; 0,991 e 0,939 para o TDH de 24 h, 18 h e 12 h respectivamente) em relação a eosina Y. Ainda pode-se notar que o regime de fluxo predominante no RAALF é o de mistura completa, pois foi encontrada uma elevada dispersão longitudinal no parâmetro D/uL nos modelos de dispersão e o melhor ajuste dos dados experimentais pelo modelo de tanques de mistura completa em série.

Palavras-chave: Espuma de poliuretano. Traçador. Anomalia. Efluente bovino.

ABSTRACT

FREITAS, D. C. **Study of hydrodynamic behavior of anaerobic-aerobic fixed bed treating effluent bovine.** 2013. 51 f. Completion of Course Work (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná. Campo Mourão, 2013.

The goal of this conclusion's work course was evaluate the hydrodynamic behavior of anaerobic- aerobic in layer fixed operated at TDH of 24 h, 18 h and 12 h. It was used as a medium polyurethane foam and expanded clay, treating agroindustrial wastewater from slaughterhouse cattle. The reactor was operated at stand scale, with a volume of 4.75 L and kept in surround temperature. Were done hydrodynamic trials beyond testing stimulus-response type using tracer pulse eosin Y and bromophenol blue for evaluate the hydrodynamic behavior and anomalies. During the period of operation was carried out the monitoration of physic-chemical parameters such as temperature, dissolved oxygen, pH, alkalinity to bicarbonate, volatile acids, COD (aw and filtered), total solids and suspended solids to verify that the reactor was in a apparent state of dynamic equilibrium. The results of the hydrodynamics trials allowed to watch the phenomenon of the long tail when used the tracer eosin Y, now for the bromophenol blue was not so evident. This phenomenon is due to the spread of the tracer and its slow release in the effluent. In the calculation of dead zones negative values were obtained because of the existence of preferential paths. Still observed the presence of short circuit due to the real TDH be smaller than the theoretical, and some trials showed good hydraulic efficiency ($\lambda \geq 0,75$). The model that best fit was N-CSTR, for all TDH and both tracers. DTR curves obtained with the N- CSTR model in series with the three TDH bromophenol bleu resulted in the best fit (average correlation of 0.972; 0.991 and 0.939 for the TDH of 24h, 18h and 12h respectively) with respect to eosin Y. Although it may be noted that the flow regime prevailing in the mixing RAALF is complete as found in a high longitudinal dispersion parameter D/uL models dispersion and the best fit of the experimental data for the model of complete mixing tanks in series.

Keywords: Poliurethane foam. Tracer. Anomaly. Bovine effluent.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo: (a) Desenho esquemático do reator (b) Vista frontal do reator.....	22
Figura 2	Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 24 horas.....	31
Figura 3	Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 18 horas.....	32
Figura 4	Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 12 horas.....	33
Figura 5	Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 24 horas.....	37
Figura 6	Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 18 horas.....	38
Figura 7	Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 12 horas.....	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do comportamento do reator.....	23
Tabela 2	Modelos uniparamétricos de dispersão utilizados.....	25
Tabela 3	Equações para determinação da presença de zonas mortas, curtos-circuitos e eficiência hidráulica.....	26
Tabela 4	Caracterização físico-química do afluente	27
Tabela 5	Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 24 horas.....	28
Tabela 6	Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 18 horas.....	28
Tabela 7	Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 12 horas.....	29
Tabela 8	Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 24 horas.....	34
Tabela 9	Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 18 horas.....	34
Tabela 10	Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 12 horas.....	34
Tabela 11	Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 24 horas.....	36
Tabela 12	Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 18 horas.....	36
Tabela 13	Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 12 horas.....	36
Tabela 14	Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 24 horas.....	41
Tabela 15	Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 18 horas.....	41
Tabela 16	Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 12 horas.....	42
Tabela 17	Resumo dos resultados obtidos	43

LISTA DE SIGLAS, símbolos e abreviaturas

AB – Alcalinidade a Bicabornato;
AV – Ácidos Voláteis;
CaCO₃ – Carbonato de Cálcio;
D/μL – Número de dispersão do reator;
DQO – Demanda Química de Oxigênio;
DTR – Distribuição de Tempo de Residência;
EEDA – Estado de Equilíbrio Dinâmico Aparente;
E_θ – Curva de distribuição do tempo de detenção hidráulica;
GD – Grande Dispersão;
HAc – Ácido acético;
N – Número de Reatores em Séries;
N-CSTR – Tanques de mistura em Séries;
OD – Oxigênio Dissolvido;
PD – Pequena Dispersão;
pH – Potencial Hidrogeniônico;
RAALF – Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo;
RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fixo;
RAHLF – Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo;
rpm – Rotação por minuto;
SST – Sólidos Suspensos Totais;
ST – Sólidos Totais;
TDH – Tempo de Detenção Hidráulico;
TL – Temperatura do Líquido;
UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*;
UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná;
v – Volume do reator;
V_d – Volume do reator;
V_t – Volume do total do reator;
μ - Viscosidade dinâmica do fluido;
θ – Tempo adimensional;
Θ_m – Variância média;
λ – Comprimento de onda.

σ_{θ}^2 – Variância.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVO.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL.....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
3.1	TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	17
3.2	EFLUENTE DE MATADOURO BOVINO.....	17
3.3	UTILIZAÇÃO DO REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO.....	18
3.4	MECANISMOS HIDRODINÂMICOS.....	19
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
4.1	REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RAALF).....	22
4.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE E EFLUENTE.....	23
4.3	ENSAIOS HIDRODINÂMICOS.....	24
4.4	VERIFICAÇÃO DE ANOMALIAS NO RAALF.....	25
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE E EFLUENTE.....	27
5.2	ENSAIOS HIDRODINÂMICOS.....	30
5.3	ANOMALIAS DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO.....	41
6	CONCLUSÕES.....	44
	REFERÊNCIAS.....	46

1 INTRODUÇÃO

O grande desafio da sociedade atual, com relação ao saneamento básico, é projetar sistemas de tratamento de efluentes que sejam funcionalmente simples, visando além da eficiência, uma boa relação custo/benefício, para atender ao maior número de comunidades (CASTRO, 2010).

A escolha do sistema de tratamento é função das características que o efluente apresenta, assim pode-se destacar o tratamento anaeróbio, aeróbio e combinado, cada um trazendo vantagens particulares.

Assim, de acordo com Moraes e Durval (2004), a prática do tratamento anaeróbio possui um potencial de aplicabilidade do processo que pode ser avaliado a partir do conhecimento de poucas características do despejo a ser tratado. Ainda, basta uma avaliação preliminar dessas características que possibilitará auxílio na escolha do processo de tratamento mais adequado.

No entanto o sistema anaeróbio possui também alguns aspectos negativos como os citados por Weber (2006), sendo longo período de partida sem inóculo, sensibilidade das bactérias à variações e odores desagradáveis.

Dessa forma muitos estudos trazem como discussão a utilização de sistemas combinados que vem demonstrando benefícios aos processos de tratamento. Para Pontes (2009), os sistemas anaeróbio-aeróbio têm obtido sucesso, reduzindo matéria orgânica e nutrientes no efluente e apresenta vantagens quando comparados aos sistemas anaeróbios, tais como menor produção de lodo biológico e menor custo de implantação e operacional.

Assim Pantoja (2011) utilizou um sistema combinado (em pós-tratamento de UASB) e considera uma alternativa viável, pois possui vantagens econômicas e facilidade operacional. Neste caso, o pesquisador obteve 86,6% de eficiência de remoção da matéria orgânica e estabilização da nitrificação.

Ainda Pontes (2009) estudou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, tratando efluente proveniente de abatedouro de aves e encontrou 92% de eficiência para remoção de DQO.

Os estudos de Siegfried e Cleto (1996) apontam que os mecanismos hidrodinâmicos são fundamentais na avaliação do desempenho dos reatores biológicos, assim o conhecimento desses mecanismos é de grande importância, pois

possibilita principalmente a otimização da sua geometria, permite detectar problemas operacionais e de projeto, sendo que os mais comuns são as deficiências na distribuição do afluente, podendo formar caminhos preferenciais, regiões de volumes mortos e curtos-circuitos hidráulicos.

Para Carvalho et al. (2008), a hidrodinâmica dos reatores anaeróbios tem papel importante, influenciando na velocidade das reações biológicas, através alterações na taxa de transferência de massa e a distribuição das reações ao longo do reator.

Dentro deste contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, operado em escala de bancada, utilizando efluente agroindustrial bruto, proveniente de matadouro bovino, situado no município de Campo Mourão. Para conhecer seus mecanismos hidráulicos, foram realizados testes de estímulo-resposta, utilizando eosina Y e azul de bromofenol como traçadores, sob três diferentes tempos de detenção hidráulicos.

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), operado com TDH de 24, 18 e 12 horas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o estado de equilíbrio dinâmico aparente do RAALF através de análises físico-químicas;
- Realizar ensaios hidrodinâmicos no RAALF para determinação dos parâmetros hidrodinâmicos usando eosina Y e azul de bromofenol como traçadores;
- Identificar o tipo de comportamento hidrodinâmico utilizando modelos uniparamétricos de dispersão;
- Verificar anomalias no comportamento hidrodinâmico.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Com o acelerado processo de urbanização, altera-se a qualidade ambiental e, devido ao desenvolvimento sem planejamento, o tratamento de águas residuárias muitas vezes é inexistente ou ineficiente. Conforme cita Imhoff (1986), um dos destinos finais de qualquer efluente é o encaminhamento a um corpo de água. Esta forma de despejo final pode trazer impactos ambientais. Assim torna-se necessário a realização de estudos para que o tratamento de esgotos seja possível procurando otimizar sua eficiência, espaço, condições operacionais e de manutenção.

Além da preocupação com o tratamento e disposição final dos esgotos sanitários, existe a geração de efluentes industrial e o agroindustrial, um exemplo deste último é o efluente produzido por matadouros, que se tornam problemáticos, do ponto de vista ambiental, devido as suas características, em especial pela concentração de matéria orgânica.

3.2 EFLUENTE DE MATADOURO BOVINO

Pacheco e Yamanaka (2006), afirmam que nos últimos anos, o Brasil tornou-se o maior exportador mundial de carne bovina. Isso faz com seja gerada uma grande quantidade deste tipo de efluente. Assim, no processo de abate ocorre o consumo da água no decorrer das etapas do processo e essa água residuária é composta por sangue, fezes e vísceras, necessitando de tratamento adequado.

O consumo de água em um matadouro varia de acordo com as características do local e as práticas adotadas, sendo aproximadamente 2500 L por cabeça de boi abatido (SPERLING, 1997).

De acordo com Quartaroli, Dreifus e Vidal (2009), o conhecimento das características das águas residuárias geradas em uma indústria é de suma

importância para o estudo preliminar de projetos para que se possa estabelecer o tipo de tratamento mais adequado.

Dessa forma torna-se necessário a combinação de diversos sistemas para verificar qual configuração atende o exigido, ou seja, qual sistema melhor atende as necessidades do tratamento e assim realizar o tratamento do efluente gerado, visto que conforme a escolha da configuração do reator os resultados podem se apresentar de forma mais eficiente para determinados parâmetros.

Segundo Braile e Cavalcanti (1993) os despejos de matadouros têm grande carga de sólidos em suspensão, nutrientes, material flotável, graxos, sólidos sedimentáveis e uma DBO que fica entre 800 e 32.000 (mg.L^{-1}). E ainda Maria (2008) realizou um estudo caracterizando o efluente de um frigorífico e encontrou 8,4 para o valor de pH, para sólidos 2100,0 (mg.L^{-1}) e DQO de 3490 (mg.L^{-1}).

3.3 UTILIZAÇÃO DO REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO

Para Santana e Oliveira (2005), a evolução do conhecimento referente aos processos microbiológicos juntamente com o estudo das diversas configurações de reatores, contribuíram muito para o desenvolvimento do tratamento anaeróbio de águas residuárias.

Para Silva e Nour (2002), a combinação do processo anaeróbio com o aeróbio pode minimizar as desvantagens e assim somar as vantagens dos dois processos, no qual o aeróbio possibilita uma maior eficiência do efluente tratado e o anaeróbio possui baixa produção de lodo e elevado grau de estabilização.

Oliveira Netto (2007) estudou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, e os resultados apontaram que na fase anaeróbia a eficiência de remoção de matéria orgânica foi de 80%. Já na fase anaeróbio-aeróbio essa eficiência foi de 90% e ainda a eficiência de remoção de nitrogênio foi de 75%. Na condição anaeróbia-aeróbia com TDH de 11 horas foram obtidos valores de 57 (mg.L^{-1}) e 262 (mg.L^{-1}) para DQO bruta e filtrada, respectivamente.

De acordo com Abreu e Zaiat (2008), o sistema combinado possibilita aproveitar as vantagens de cada processo, onde se torna possível minimizar os aspectos negativos. Assim buscando maior remoção da matéria orgânica, baixos

custos de implantação e operação do sistema, sendo estas características dos reatores aeróbios, além de sistemas mais compactos com menor produção de lodo, que podem ser citados como vantagens dos sistemas anaeróbios. Além disso, a combinação torna possível a remoção de nitrogênio e, algumas vezes, fósforo, possibilitando o lançamento de efluentes dentro dos padrões legais exigidos.

Pontes (2009) estudou um RAALF com recirculação na fase líquida, tratando água residuária proveniente de abatedouro de aves. O reator era composto por câmara de alimentação, leito reacional, câmara de aeração e de saída. A autora destaca que a grande vantagem dessa configuração é permitir que a matéria orgânica presente no primeiro compartimento, seja utilizada como doadora de elétrons para a desnitrificação do efluente recirculado, além de equilibrar a geração de alcalinidade resultantes dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Corroborando com os autores acima Araujo Jr. (2006) constatou viabilidade no tratamento com reator combinado. O autor operou um RAALF no tratamento de efluente proveniente de uma indústria de lisina e foi possível obter uma eficiência de remoção de 97%, 94% e 77% para DQO, NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) e NT (Nitrogênio Total), respectivamente.

3.4 MECANISMOS HIDRODINÂMICOS

Para Siegfried e Cleto (1996) considerando a necessidade de lançar efluentes com padrões de qualidade que atendam a legislação e que minimizem os impactos ambientais provocados, o conhecimento dos mecanismos hidrodinâmicos é de fundamental importância na avaliação do desempenho dos reatores biológicos, principalmente para a otimização da sua geometria, assim podendo demonstrar se o sistema possui desvios de idealidade, tais como caminhos preferenciais e zonas mortas, assim através destes parâmetros torna-se possível alterar as condições e assim obter-se, melhores resultados.

E ainda segundo Carvalho et al. (2008), o conhecimento de mecanismos hidráulicos, permite detectar problemas associados às falhas operacionais e de projeto, que prejudicam a eficiência do tratamento, causando diminuição do volume

útil e do tempo de detenção hidráulica. Corroborando com os autores acima, Salgado (2008), aponta que o estudo do comportamento hidrodinâmico de reatores contribui para o aumento da eficiência desses sistemas e conhecendo o comportamento hidrodinâmico de reatores é possível obter equações de desempenho e modelos mais satisfatórios.

Para Levenspiel (2000) o comportamento hidrodinâmico pode ser analisado a partir de um estudo com traçadores, que consiste em obter informações sobre a distribuição do tempo de residência do fluido. Podendo ser determinada pelo teste de estímulo e resposta.

De acordo com Castro (2010) para a realização do estudo do comportamento hidrodinâmico, o uso de traçadores é indicado, por ser uma substância, cuja presença no líquido pode ser detectada com precisão e suas características permanecem inalteradas na unidade de tratamento. E para Levenspiel (2000) a técnica de estímulo-resposta consiste em analisar a resposta do sistema a um estímulo qualquer, podendo destacar tipo pulso, degrau, casual ou periódico. O tipo pulso é o de mais simples aplicabilidade.

Ainda para Castro (2010) os ensaios estímulo-resposta são realizados por meio da adição de uma quantidade conhecida de traçador no afluente, assim mede-se sua concentração em intervalos de tempo conhecidos. Com isso pode-se conhecer a massa total de traçador adicionada e sua concentração inicial, obtendo como resposta, a concentração do traçador no efluente, em função do tempo transcorrido desde o início do ensaio.

Para Levenspiel (2000) com os ensaios de estímulo-resposta é possível obter informações como o tempo de detenção hidráulica, o modelo matemático que melhor descreve o comportamento hidrodinâmico do reator, permitindo a detecção de anomalias, tais como zonas mortas, caminhos preferenciais e recirculação interna. Além disso com a obtenção das curvas DTR pode ser observado o efeito de cauda longa que ocorre provavelmente devido aos fenômenos de difusão em zonas mortas do reator, adsorção do traçador na biomassa do reator ou curto circuito hidráulico. Ainda os modelos matemáticos são úteis para representar escoamentos no reator, possibilitando comparar as curvas obtidas experimentalmente às do modelo de escoamento ideal.

De acordo com Toscani (2010), as condições de fluxo e do padrão de mistura que ocorrem no interior de um reator irão determinar qual regime hidráulico

melhor explica seu comportamento, sendo que o tipo de escoamento é determinado pelo formato e estruturas hidráulicas de entrada e saída de fluxo.

De forma geral para Levenspiel (2000) na caracterização hidrodinâmica de reatores consideram-se dois tipos de escoamentos ideais na modelação: escoamento pistonado e escoamento de mistura completa.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO (RAALF)

O RAALF (Figura 1) é constituído de um tubo de *plexiglass* de diâmetro interno de 90 mm e comprimento de 1000 mm, formado por uma câmara de alimentação e um leito reacional, subdividido em uma zona anaeróbia e uma zona aeróbia. O volume útil total do reator é de aproximadamente 4,75 L e o volume total de 6,5 L aproximadamente, possui escoamento ascendente e fluxo contínuo.

O reator é dividido em seis compartimentos, o primeiro para a entrada do efluente, o segundo com argila expandida, o terceiro com espuma de poliuretano, o quarto com a zona de aeração, o quinto com espuma de poliuretano e o sexto para a saída do efluente.

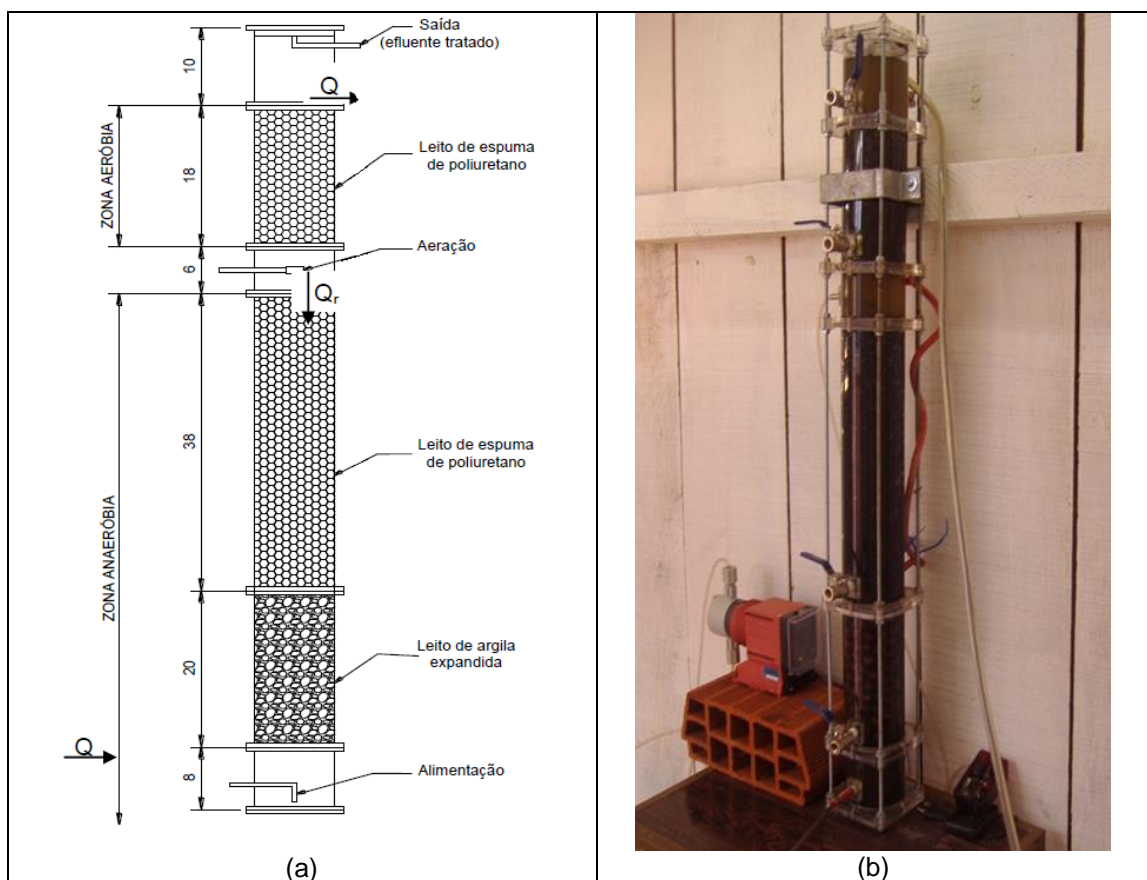


Figura 1 – Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo: (a) Desenho esquemático do reator; (b) Vista frontal do reator
Fonte: Adaptada de Kreutz (2012).

A alimentação do RAALF foi realizada por bomba dosadora, marca Provitec® modelo DM 5000 e a aeração por um compressor de ar, marca Boyu® modelo S2000A, que injetava ar na câmara de aeração, através de pedra porosa responsável pela sua difusão na parte aeróbia do reator.

O substrato utilizado na alimentação do RAALF foi composto de efluente agroindustrial bruto, proveniente de matadouro bovino, coletado na entrada do tanque de sedimentação do sistema de tratamento da unidade industrial, localizada na cidade de Campo Mourão.

Para imobilização da biomassa do RAALF foi utilizada como meio suporte a espuma de poliuretano nos compartimentos 3 e 5 com densidade aparente de $0,026 \text{ g.mL}^{-1}$ e aresta entorno de 20 mm e argila expandida no compartimento 2, com densidade aparente de $2,035 \text{ g.mL}^{-1}$ e granulometria variando de 10 mm e 20 mm.

4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE E EFLUENTE

Para a caracterização físico-química do efluente foram realizados três monitoramentos para o TDH de 24, 18 e 12 horas, por meio de determinações dos parâmetros descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros analisados e metodologia empregada na avaliação do comportamento do reator

Parâmetros	Método de Análise	Método N°	Referência
Temperatura do líquido (°C) (TL)	Termômetro	-	-
Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1}) (OD)	Polarográfico	4500_O	Eaton et al. (2005)
pH	Potenciométrico	4500_H+	Eaton et al. (2005)
Demanda Química de Oxigênio (mgL^{-1}) (DQO)	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade ($\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$) (AB)	Titulométrico	-	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos voláteis (mgHAcL^{-1}) (AV)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
Sólidos totais (mgL^{-1}) (ST)	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos (mgL^{-1}) (SST)	Gravimétrico	2540_G	Eaton et al. (2005)

Esses parâmetros também foram utilizados para avaliar o estado de equilíbrio dinâmico aparente (EEDA).

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Campo Mourão.

4.3 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

O reator foi operado com três tempos de detenção hidráulico (TDH) diferentes, sendo de 24 h, 18 h e 12 h. Para avaliar o comportamento hidrodinâmico do reator foram realizados, para cada TDH testado, três ensaios de estímulo-resposta tipo pulso, utilizando-se os traçadores eosina Y e azul de bromofenol.

O preparo do traçador utilizando eosina Y foi realizado através da mistura de 0,20 g do traçador em 10 mL de água destilada. Para o azul de bromofenol foi utilizado 0,10 g do traçador diluído em 4 ml de álcool sendo completado com água destilada até 10 mL.

Ambos os traçadores foram injetados com o auxílio de uma seringa. O volume de injeção dos traçadores e o tempo de injeção foram de 10 mL e 10 s, respectivamente para cada ensaio. Antes de cada injeção foi realizada a calibração da bomba.

O tempo total de duração dos ensaios foi de três vezes o TDH teórico ao qual o reator foi submetido, com coletas de amostras do efluente em intervalos de 45 min. As amostras coletadas foram centrifugadas por cerca de 2 min a 3500 rpm para evitar a interferência de sólidos na leitura das absorbâncias pelo método colorimétrico.

Para a determinação da concentração do traçador nas amostras do efluente, foi utilizado o método colorimétrico de leitura de absorbância, realizado em espectrofotômetro Hach uv-vis, modelo DR/5000, com comprimento de onda de 516 nm para a eosina Y e de 590 nm para o azul de bromofenol. Após a leitura, os valores foram transferidos para uma planilha Excel, para trabalhar com os resultados e assim sendo possível gerar gráficos para melhor compreender os resultados.

As curvas experimentais da variação de concentração do traçador ao longo do tempo ($C(t)$), foram normalizadas de acordo com Levenspiel (2000), resultando em curvas de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ). A variância (σ_θ^2) de cada ensaio foi calculada após a normalização. O ajuste das curvas experimentais foi realizado com base nos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão de pequena intensidade (PD), de grande intensidade (GD) e de tanque de mistura completa em série (N-CSTR) de acordo com Levenspiel (2000), como pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2 - Modelos uniparamétricos de dispersão utilizados

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

Fonte: Levenspiel (2000).

4.4 VERIFICAÇÃO DE ANOMALIAS NO RAALF

O volume de zonas mortas foi calculado de acordo com metodologia reportada por Peña (2006), com base nos valores de TDH teórico e real, este último obtido a partir dos ensaios hidrodinâmicos, e do volume total do reator.

A presença de curtos-circuitos foi verificada pela relação entre o tempo do primeiro aparecimento do traçador no efluente do reator e o TDH teórico de acordo com metodologia adaptada de Sarathai et al. (2010).

A eficiência hidráulica reflete o volume efetivo e o número de tanques de mistura completa em série e foi calculada de acordo com Persson et al. (1999) e Sarathai et al. (2010). As equações necessárias para o cálculo de zonas mortas, curto-circuito e eficiência hidráulica estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Equações para determinação da presença de zonas mortas, curtos-circuitos e eficiência hidráulica

	Equações	Significado
Zonas Mortas	$\beta = \frac{TDH_r}{TDH_t}$ $V_a = V_t \times \beta$ $V_d = V_t - V_a$	<p>β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h);</p> <p>V_a = volume ativo do reator (m³);</p> <p>V_t = volume total do reator (m³);</p> <p>V_d = volume de zonas mortas (m³).</p>
Curtos-Circuitos	$\psi = \frac{\tau_k}{\tau_r}$	<p>Ψ = presença de curto-circuitos;</p> <p>T_k = tempo em que ocorre pico da concentração (h);</p> <p>T_r = TDH real (h).</p>
Eficiência Hidráulica	$\lambda = V_e \left(1 - \frac{1}{N}\right)$	<p>λ = eficiência hidráulica;</p> <p>V_e = volume efetivo (m³);</p> <p>N = número de tanques CSTR em série.</p>

Fonte: Peña (2006); Sarathai et al. (2010); Persson et al. (1999).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE E EFLUENTE

O resultado para a caracterização físico-química do afluente, realizada durante o período de operação do RAALF, está detalhado na Tabela 4.

Tabela 4 – Caracterização físico-química do afluente

Parâmetros	N	Máx	Mín	Méd	DP
TL (°C)	9	27	16	21	4
OD (mg.L ⁻¹)	9	0,7	0,0	0,3	4
pH	9	7,9	7,3	-	0,2
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	9	3639	375	2420	1192
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	9	1004	954	917	94
AB (CaCO ₃ L ⁻¹)	9	1402	515	939	292
AV (mgHAcL ⁻¹)	9	382	167	292	79
ST (mg.L ⁻¹)	9	4938	1866	4596	1724
SST (mg.L ⁻¹)	9	3120	1000	1742	695

Legenda: N= número de amostras, Máx= máximo, Mín= mínimo, Méd= média, DP= Desvio padrão

Na Tabela 4 pode ser observado que a temperatura do afluente no RAALF teve variações e não apresentou uma faixa ótima para bom desempenho dos microrganismos que atuam no interior do reator, a média foi de 21 ± 4 °C, com máxima de 27°C e mínima de 16°C. Para Gerardi (2006), a faixa ótima para desempenho dos microrganismos é entorno de 30°C, sendo crítico para temperaturas inferiores a 20 °C.

O pH variou de 7,3 a 7,9 ficando próximo ao ideal para o crescimento bacteriano, que de acordo com Lettinga (1995) é de 7,5.

Os valores de DQO bruta e filtrada tiveram médias de 2420 ± 1192 mgL⁻¹ e 917 ± 94 mgL⁻¹ respectivamente, e sólidos totais e sólidos suspensos totais as médias foram de 4596 ± 1724 mgL⁻¹ e 1742 ± 695 mgL⁻¹. Essa variação pode ser explicada pelo fato da quantidade de bovinos a serem abatidos por dia ser variável.

A alcalinidade a bicarbonato teve mínima de 515 $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$ e máxima de 1402 $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$ e para ácidos voláteis a máxima foi de 382 mgHAcL^{-1} e mínima de 167 mgHAcL^{-1} .

Os resultados das análises físico-químicas para as amostras do afluente e do efluente obtidos durante o período de operação do RAALF, referente ao TDH de 24 h, 18 h e 12 h estão detalhados nas Tabelas 5, 6 e 7, respectivamente. Para cada TDH testado foram realizados três monitoramentos.

Tabela 5 - Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 24 horas

Parâmetros	Afluente					Efluente				
	N	Máx	Mín	Méd	DP	N	Máx	Mín	Méd	DP
TL (°C)	3	18	16	17	1,2	3	18	18	18	0,5
OD (mg.L^{-1})	3	0,3	0,0	0,2	0,2	3	4,3	2,4	3,2	1,0
pH	3	7,6	7,3	-	0,2	3	8,6	8,4	-	0,1
DQO bruta (mg.L^{-1})	3	1759	1171	1526	312	3	724	609	649	65
DQO filtrada (mg.L^{-1})	3	819	781	794	21	3	244	196	226	26
AB ($\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$)	3	688	515	589	89	3	849	822	835	13
AV (mgHAcL^{-1})	3	252	167	211	42	3	96	87	92	4
ST (mg.L^{-1})	3	4226	1866	2742	922	3	1534	824	1244	372
SST (mg.L^{-1})	3	1000	2670	1630	907	3	170	103	127	37

Legenda: N= número de amostras, Máx= máximo, Mín= mínimo, Méd= média, DP= Desvio padrão

Tabela 6 - Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 18 horas

Parâmetros	Afluente					Efluente				
	N	Máx	Mín	Méd	DP	N	Máx	Mín	Méd	DP
TL (°C)	3	27	25	26	1,0	3	26	25	26	0,2
OD (mg.L^{-1})	3	0,1	0,0	0,1	0,0	3	5,8	4,7	5,0	0,7
pH	3	7,9	7,7	-	0,1	3	8,6	8,5	-	0,1
DQO bruta (mg.L^{-1})	3	3639	3171	3350	252	3	1116	911	1004	103
DQO filtrada (mg.L^{-1})	3	989	954	974	18	3	289	266	276	11
AB ($\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$)	3	1402	962	1151	226	3	1212	1162	1187	25
AV (mgHAcL^{-1})	3	351	316	339	19	3	146	134	138	6
ST (mg.L^{-1})	3	4938	4128	4652	2330	3	2400	1618	1899	434
SST (mg.L^{-1})	3	1550	1310	1463	133	3	188	152	172	18

Legenda: N= número de amostras, Máx= máximo, Mín= mínimo, Méd= média, DP= Desvio padrão

Tabela 7 - Resultado das análises físico-químicas para o TDH de 12 horas

Parâmetros	Afluente					Efluente				
	N	Máx	Mín	Méd	DP	N	Máx	Mín	Méd	DP
TL (°C)	3	22	20	21	1,0	3	23	19	22	2
OD (mg.L ⁻¹)	3	0,7	0,4	0,5	0,2	3	5,2	5,1	5,1	0
pH	3	7,7	7,4	-	0,1	3	8,2	8,3	-	0,1
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	3	3414	3386	3396	15	3	1034	939	975	51
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	3	1004	954	982	25	3	296	284	289	6
AB (CaCO ₃ L ⁻¹)	3	1132	1012	1077	60	3	1347	1242	1277	1
AV (mgHAcL ⁻¹)	3	382	226	328	88	3	152	96	133	31
ST (mg.L ⁻¹)	3	6462	6330	6396	66	3	1690	1638	1668	26
SST (mg.L ⁻¹)	3	3120	1620	2133	854	3	162	160	161	1

Legenda: N= número de amostras, Máx= máximo, Mín= mínimo, Méd= média, DP= Desvio padrão

De acordo com os dados das Tabelas 5, 6 e 7 é possível notar que os valores máximos de pH para o afluente e efluente foram respectivamente 7,6 e 8,6; 7,9 e 8,6; e 7,7 e 8,2 para os três TDH testados. Esse aumento é um indicativo da capacidade de tamponamento do RAALF.

A temperatura do líquido e o oxigênio dissolvido são dois fatores muito importantes para a operação do RAALF e pode-se notar que ambos tiveram variações de um TDH para o outro, mas não prejudicando o equilíbrio no reator.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido para o efluente no TDH de 24 h, 18 h e 12 h foram de $3,2 \pm 1,0$ mgL⁻¹, $5,0 \pm 0,7$ mgL⁻¹ e $5,1 \pm 0,0$ mgL⁻¹ respectivamente. Para Nogueira (1998) e Gerardi (2006) esses valores são muito bons, pois para que ocorra a oxidação da amônia e assim o processo de nitrificação acontecer é necessário que os valores de OD estejam acima de $2,0$ mgO₂L⁻¹.

Em relação a DQO bruta e filtrada, pode-se observar pelos resultados que houve uma queda de 1035 mgL⁻¹ e 575 mgL⁻¹; 2522 mgL⁻¹ e 700 mgL⁻¹; 2380 mgL⁻¹ e 707 mgL⁻¹ do afluente para o efluente no TDH de 24 h, 18 h e 12 h respectivamente. Tal fenômeno pode ser explicado pelo fato de que grande parte da matéria orgânica foi retida no material suporte e também degradada pelos microrganismos. No entanto os valores estão próximos dos encontrados por Pontes (2009) no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves. A autora encontrou uma queda de 2082 mgL⁻¹ e 325 mgL⁻¹ para DQO bruta e filtrada respectivamente.

A alcalinidade a bicarbonato é um indicativo de estabilidade no interior do reator, este parâmetro variou de 515 a 1402 $\text{mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$ para o afluente e 822 a 1347 $\text{mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$ para o efluente no decorrer do monitoramento. Assim pode ser observado que em todos os TDH a alcalinidade afluente é menor que a alcalinidade efluente, indicando a capacidade de tamponamento do meio. Os valores encontrados foram superiores aos reportados por Abreu e Zaiat (2008), que avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio, com TDH de 12 horas e preenchido com espuma de poliuretano, para tratamento de esgoto sanitário. Os autores encontraram $143 \pm 38 \text{ CaCO}_3\text{L}^{-1}$ para o afluente e $58 \pm 62 \text{ CaCO}_3\text{L}^{-1}$ para o efluente.

Além da alcalinidade Souza (1984) também considera que os valores de ácidos voláteis podem indicar estabilidade no interior do reator, assim quando a concentração de ácidos voláteis aumenta do afluente para o efluente pode estar ocorrendo um desequilíbrio no sistema.

Os valores de ácidos voláteis para Souza (1984) assim como a alcalinidade também são indicativos de estabilidade, ou seja, quando a concentração de ácidos voláteis aumenta do afluente para o efluente pode estar ocorrendo um de desequilíbrio no sistema. No entanto isso não ocorreu para nenhum TDH monitorado, apresentando valor afluente sempre maior que o efluente, com médias de 211 ± 42 e $92 \pm 4 \text{ mgHAcL}^{-1}$; 339 ± 19 e $138 \pm 6 \text{ mgHAcL}^{-1}$; 328 ± 88 e $133 \pm 31,9 \text{ mgHAcL}^{-1}$ para as amostras do afluente e do efluente nos TDH de 24 h, 18 h e 12 h respectivamente.

As eficiências médias de remoção de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais foram de 74,6 e 92,2% para o TDH de 24 h; 89,2 e 88,2% para o TDH de 18 h; e de 73,9 e 92,4% para o TDH de 12 h.

5.2 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

A partir dos resultados experimentais dos ensaios de estímulo-resposta foi possível traçar as curvas de variação da concentração de eosina Y e azul de bromofenol nas amostras do efluente do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo ao longo do tempo, para o TDH de 24, 18 e 12 horas (Figura 2, 3 e 4).

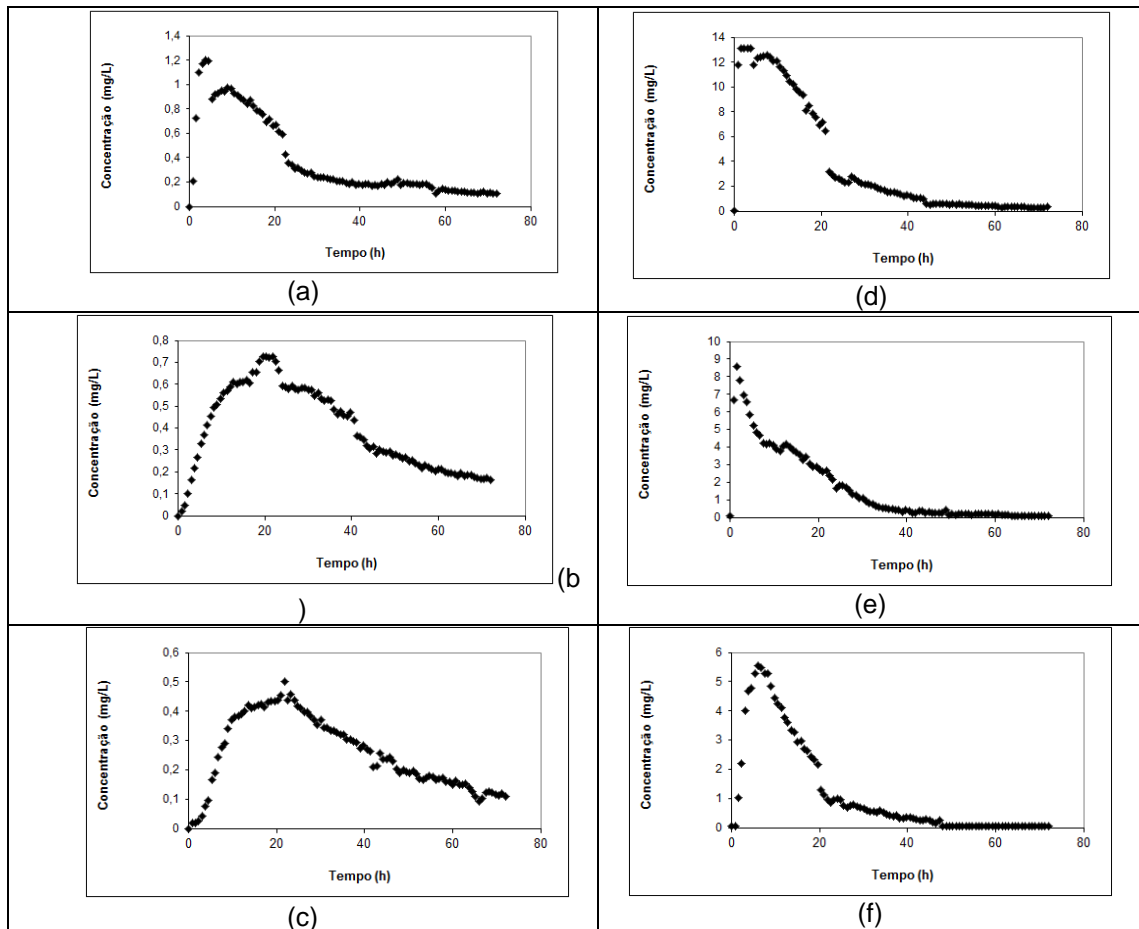


Figura 2 - Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 24 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).

Com a realização dos ensaios hidrodinâmicos foi possível identificar o pico de concentração máxima dos traçadores, sendo de 3,8 h (Figura 2a); 19,5 h (Figura 2b) e 21,8 h (Figura 2c) para eosina Y no TDH de 24 horas. O mesmo aconteceu com o azul de bromofenol, que apresentou um pico de 3,8 h (Figura 2d); 1,5 h (Figura 2e) e 6,0 h (Figura 2f).

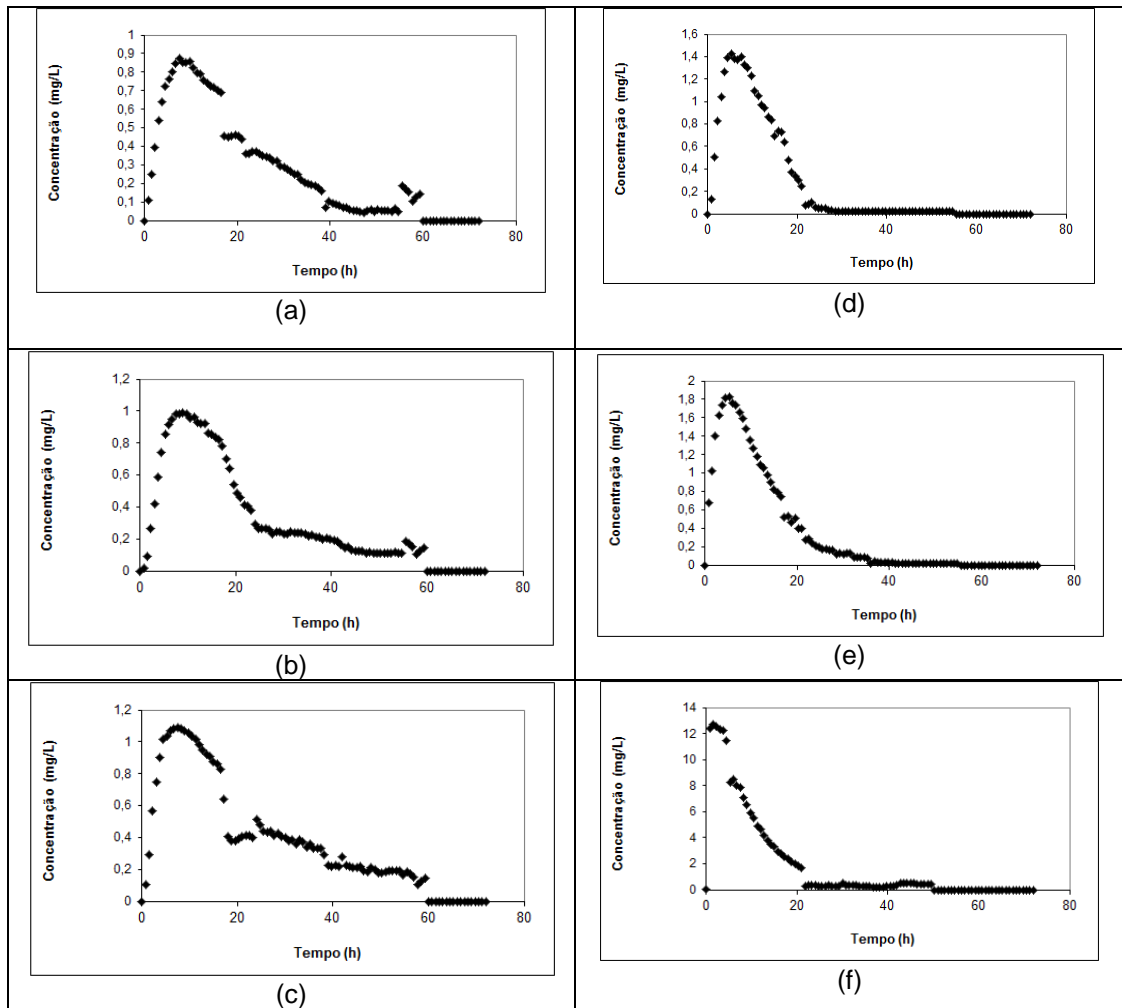
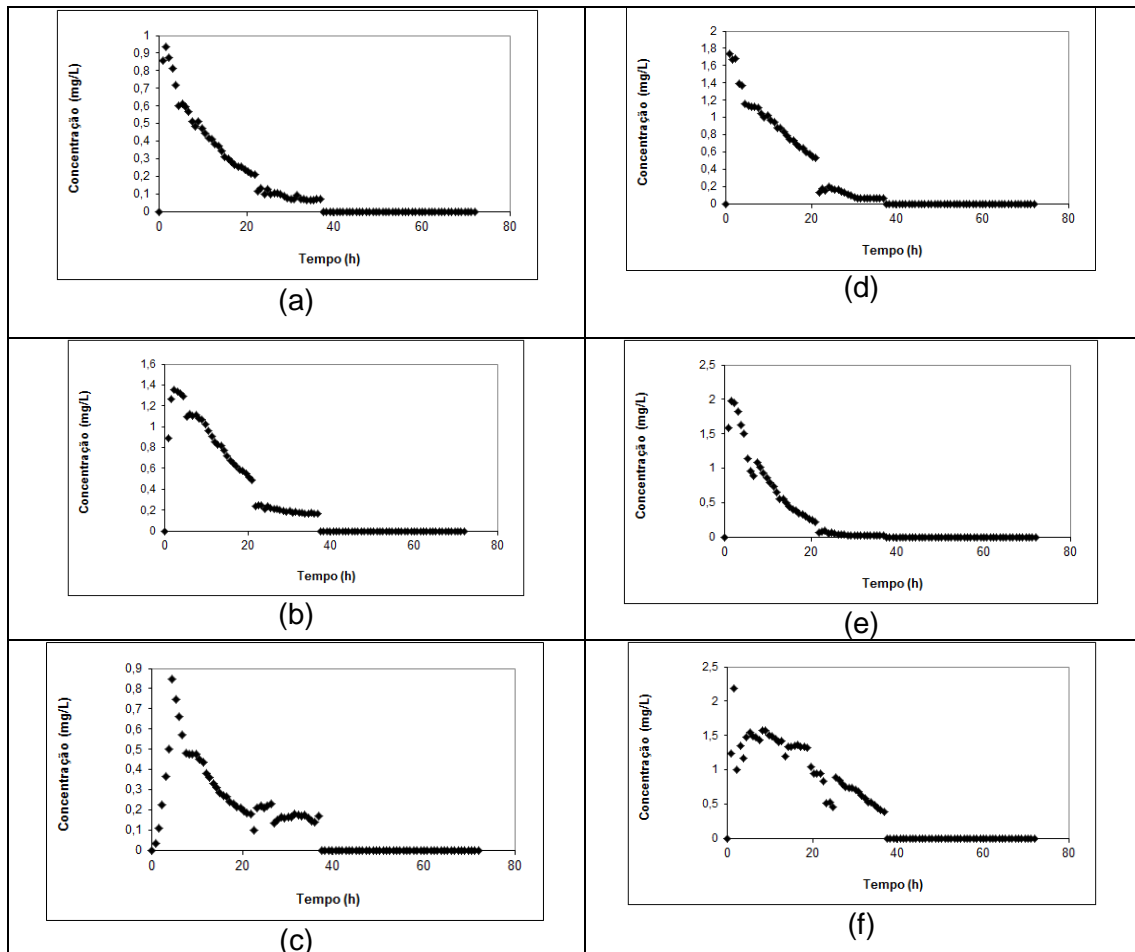


Figura 3 - Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 18 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).

Para o TDH de 18 horas o pico de concentração do traçador eosina Y foi de 7,5 h (Figura 3a); 9,0 h (Figura 3b) e 7,5 h (Figura 3c). Já para o azul de bromofenol foi de 5,3 h (Figura 3d); 5,3 h (Figura 3e) e 1,5 h (Figura 3f).



**Figura 4 - Curvas de variação da concentração de eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras do efluente nos ensaios de estímulo-resposta, para o TDH de 12 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).**

E para o TDH de 12 horas o pico de concentração do traçador eosina Y foi de 1,5 h (Figura 4a); 2,3 h (Figura 4b) e 4,5 h (Figura 4c). Já para o azul de bromofenol foi de 0,7 h (Figura 4d); 1,5 h (Figura 4e) e 1,5 h (Figura 4f).

A partir dos ensaios hidrodinâmicos realizados tornou-se possível notar um lento decaimento na concentração dos traçadores ao longo do tempo, podendo indicar o fenômeno de cauda longa. Este fenômeno também foi observado em outros estudos como no de Lima (2001) que avaliou a hidrodinâmica de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), sendo operado com água e esgoto, utilizando como traçador a eosina Y. E Sarathai et al. (2010) que operou um reator compartimentado anaeróbio, esse reator consistiu de uma câmara de sedimentação e de três câmaras de fluxo em série foi experimentado sob diferentes fatores como a velocidade de gás e tempo de retenção hidráulica de 24 h, 36 h e 48 h.

No entanto, nos ensaios com azul de bromofenol o fenômeno da cauda longa não é tão notada.

Também foi observada a antecipação do pico da curva (Figura 3f e Figura 4a), podendo indicar caminhos preferenciais.

Foi realizado o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos, de acordo com Levenspiel (2000) para o TDH de 24, 18 e 12 horas (Tabela 8, 9 e 10).

Tabela 8 - Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 24 horas

Traçador	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	24,0	21,5	2	0,349	1,674
	2	24,0	30,4	2	0,159	0,520
	3	24,0	31,5	3	0,151	0,485
Azul de bromofenol	1	24,0	15,0	1	0,377	1,888
	2	24,0	14,3	1	0,388	1,980
	3	24,0	14,2	2	0,313	1,407

Tabela 9 - Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 18 horas

Traçador	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	18,0	18,5	2	0,260	1,060
	2	18,0	19,6	2	0,254	1,027
	3	18,0	20,7	2	0,259	1,054
Azul de bromofenol	1	18,0	10,6	2	0,246	0,975
	2	18,0	10,9	2	0,287	1,233
	3	18,0	9,4	1	0,495	2,954

Tabela 10 - Resultado dos parâmetros obtidos com o ajuste dos dados experimentais para o TDH de 12 horas

Traçador	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	12,0	10,8	2	0,320	1,457
	2	12,0	11,9	2	0,268	1,110
	3	12,0	14,7	2	0,222	0,839
Azul de bromofenol	1	12,0	10,3	2	0,273	0,142
	2	12,0	7,9	2	0,316	1,434
	3	12,0	15,1	3	0,205	0,746

Os valores de TDH real quando inferiores ao TDH teórico indicam adiantamento na resposta dos traçadores, como pode ser observado nos resultados

dos ensaios realizados utilizando azul de bromofenol como traçador, no TDH de 24 horas (Tabela 8). Este fenômeno pode ser atribuído a caminhos preferenciais, que possibilitam uma rápida saída do traçador do efluente.

Já os ensaios que apresentam TDH real superior ao TDH teórico são caracterizados como atraso, podendo ser observado nos ensaios realizado com eosina Y para o TDH de 18 horas (Tabela 9). Este fenômeno pode ocorrer, provavelmente, devido à adsorção do traçador no meio suporte ou a existência de zonas mortas.

Na tabela 8, pode-se observar que o modelo teórico de N-CSTR em série demonstra resultados iguais a 2-3 reatores para os ensaios realizados com eosina Y e 1-2 para azul de bromofenol no TDH de 24 horas.

Já para o TDH de 18 horas (Tabela 9), apresenta 2 reatores em série para eosina Y e 1-2 reatores para azul de bromofenol. E para o TDH de 12 horas (Tabela 10) resultou em 2 reatores para eosina Y e 2-3 reatores para azul de bromofenol.

De Nardi et al. (1997) obtiveram 3 reatores para eosina Y e 6 reatores para azul de bromofenol com um TDH de 2 h, em um RAHLF em escala de bancada.

Pantoja (2011) estudou um RAALF (em pós-tratamento de UASB) em condições abióticas, utilizando cloreto de sódio, azul de bromofenol, eosina Y e dextrana azul como traçadores. O número de reatores para utilizando eosina Y como traçador foi de 3 N-CSTR e para azul de bromofenol foi de 6 reatores.

Os valores do número de dispersão (D/uL) verificados nos modelos de dispersão de pequena e grande dispersão foram elevados, indicando grande dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura elevado no interior do RAALF. E ainda nota-se que o modelo de grande dispersão (GD) apresentou melhor ajuste aos dados experimentais.

No ajuste uniparamétrico (Tabela 8, 9 e 10) com o modelo de grande dispersão os valores foram iguais a 1,674; 0,520 e 0,485 para os ensaios com eosina Y no TDH de 24 horas e para o azul de bromofenol 1,188; 1,980 e 1,407. Já no TDH de 18 horas 1,060; 1,027 e 1,054 para eosina Y e 0,975; 1,233 e 2,954 para o azul de bromofenol. E no TDH de 12 horas 1,457; 1,110 e 0,839 para eosina Y e 0,142; 1,434 e 0,746 para azul de bromofenol.

Nas tabelas 11, 12 e 13 estão os resultados dos coeficientes de correlação (r^2) obtidos para os modelos matemáticos teóricos para o TDH de 24, 18 e 12 horas.

Tabela 11 - Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 24 horas

Fase	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	24,0	21,5	0,947	0,561	0,108
	2	24,0	30,4	0,976	0,796	0,528
	3	24,0	31,5	0,962	0,758	0,471
Azul de bromofenol	1	24,0	15,0	0,986	0,806	0,156
	2	24,0	14,3	0,971	0,781	0,071
	3	24,0	14,2	0,958	0,807	0,442

Tabela 12 - Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 18 horas

Fase	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	18,0	18,5	0,982	0,806	0,321
	2	18,0	19,6	0,959	0,729	0,318
	3	18,0	20,7	0,934	0,690	0,164
Azul de bromofenol	1	18,0	10,6	0,985	0,929	0,634
	2	18,0	10,9	0,997	0,889	0,542
	3	18,0	9,4	0,990	0,792	0,314

Tabela 13 - Resultados obtidos com o cálculo da correlação dos dados uniparamétricos para o TDH de 12 horas

Fase	Ensaio	TDH Teórico (h)	TDH Real (h)	N-CSTR (N)	Pequena Dispersão (D/uL)	Grande Dispersão (D/uL)
Eosina Y	1	12,0	10,8	0,959	0,815	0,356
	2	12,0	11,9	0,974	0,873	0,463
	3	12,0	14,7	0,915	0,762	0,486
Azul de bromofenol	1	12,0	10,3	0,935	0,868	0,465
	2	12,0	7,9	0,977	0,842	0,508
	3	12,0	15,1	0,904	0,884	0,474

Ao analisar os resultados obtidos e apresentados nas Tabelas 11, 12 e 13, verifica-se que o TDH real variou do valor do TDH teórico. Os ensaios realizados com eosina Y foram os que apresentaram maior atraso na resposta do traçador com 7,5 h e 2,7 h para o TDH de 24 h e 18 h respectivamente.

Ainda ocorreu maior adiantamento nos ensaios quando utilizado o traçador azul de bromofenol com 9,8 h para o TDH de 24 horas e 8,6 h para o TDH de 18 h.

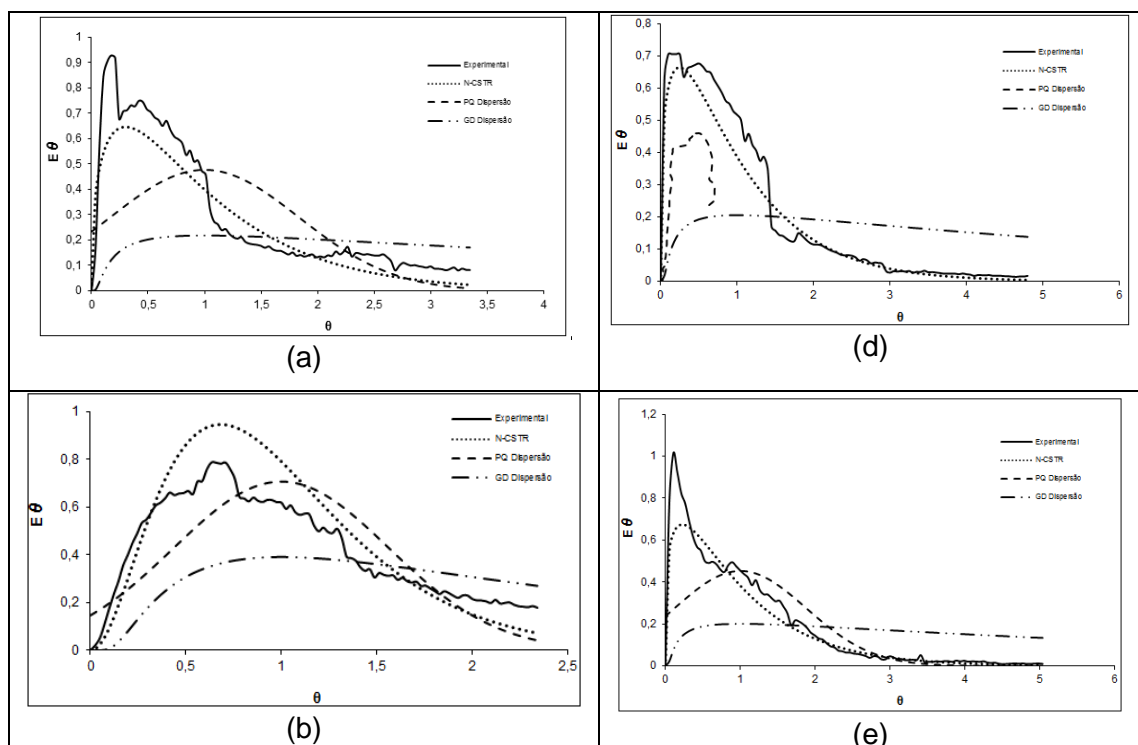
Já para o TDH de 12 horas o maior atraso e adiantamento na resposta dos traçadores ocorreram ambos para os ensaios de azul de bromofenol com atraso de 3,1 h e adiantamento de 4,1 h.

Kreutz (2012) encontrou atraso médio de 18% na resposta do traçador em relação ao TDH teórico de 8 h, o que a autora atribuiu à difusão do traçador nas zonas mortas e, conseqüentemente, sua lenta liberação, causando este retardo.

Um atraso no TDH real também foi reportado por Calheiros *et al.* (2009), os autores observaram um atraso de aproximadamente 4%, revelando a existência de um curto-circuito, podendo este ter causado o fenômeno da cauda longa observado nas curvas experimentais. Esse estudo foi realizado em reator anaeróbico sequencial usando uma solução de cloreto de sódio (NaCl) como traçador.

Já o adiantamento na resposta dos traçadores, pode ser atribuído a caminhos preferenciais, que possibilitam uma rápida saída do traçador do efluente.

Através do ajuste dos dados experimentais dos ensaios realizados no RAALF, foram obtidas curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR), para os três diferentes Tempos de Detenção Hidráulicos (TDH), de 24 horas (Figura 5), 18 horas (Figura 6) e 12 horas (Figura 7).



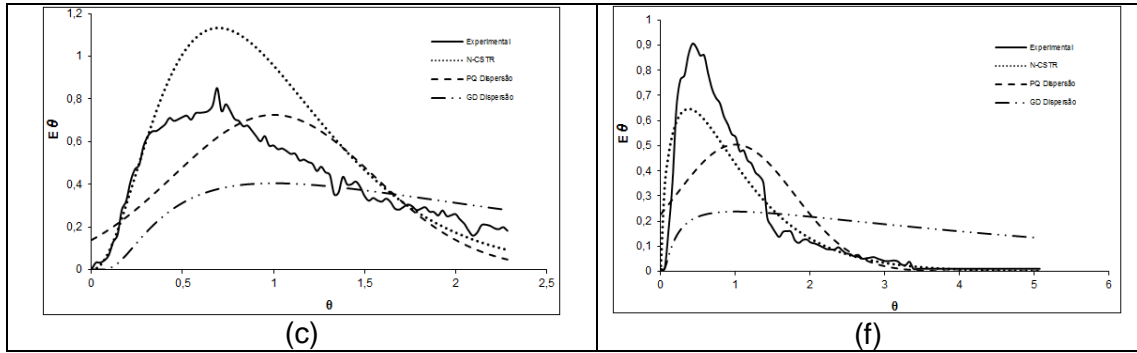


Figura 5- Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 24 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).

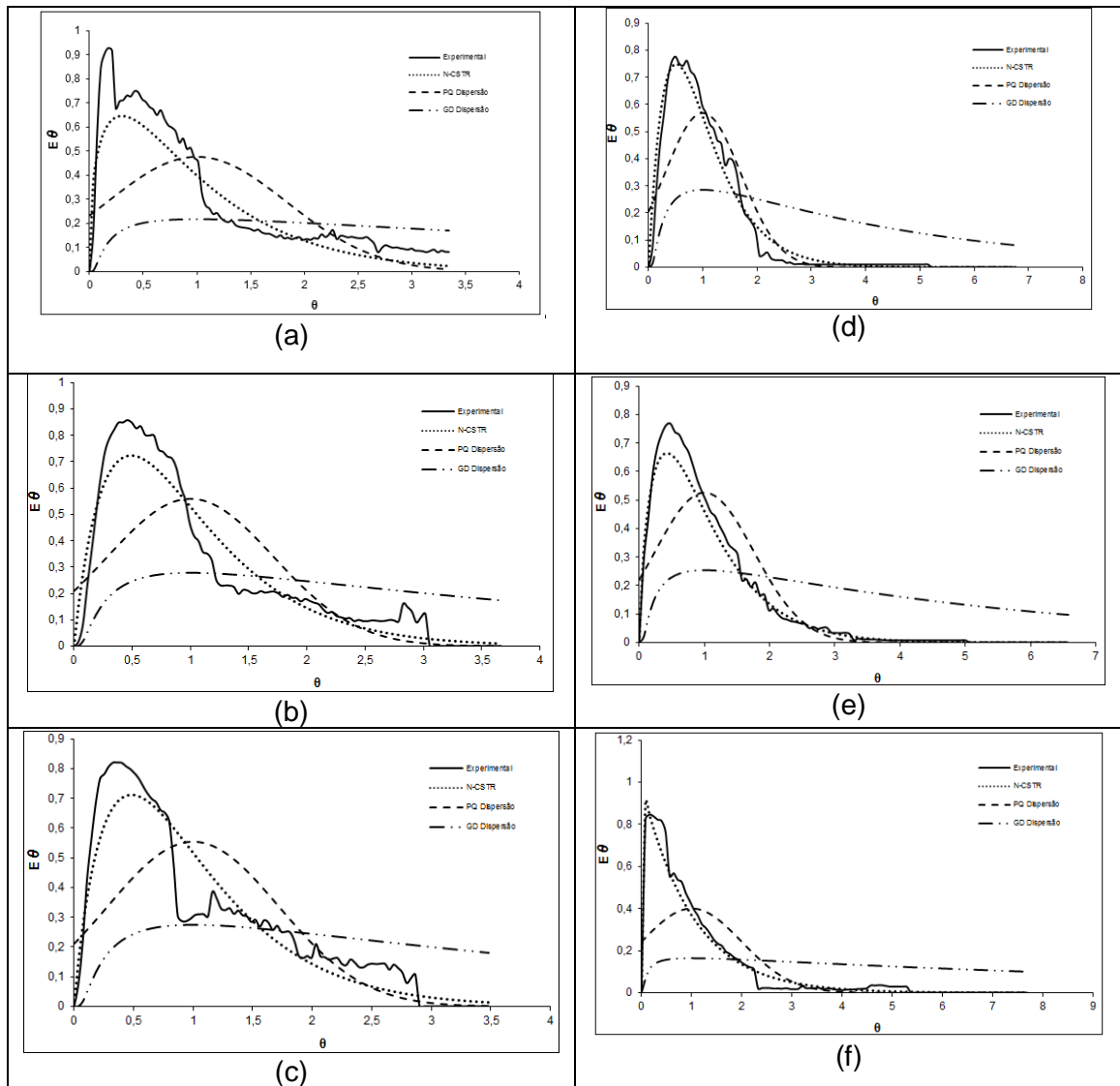


Figura 6 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 18 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).

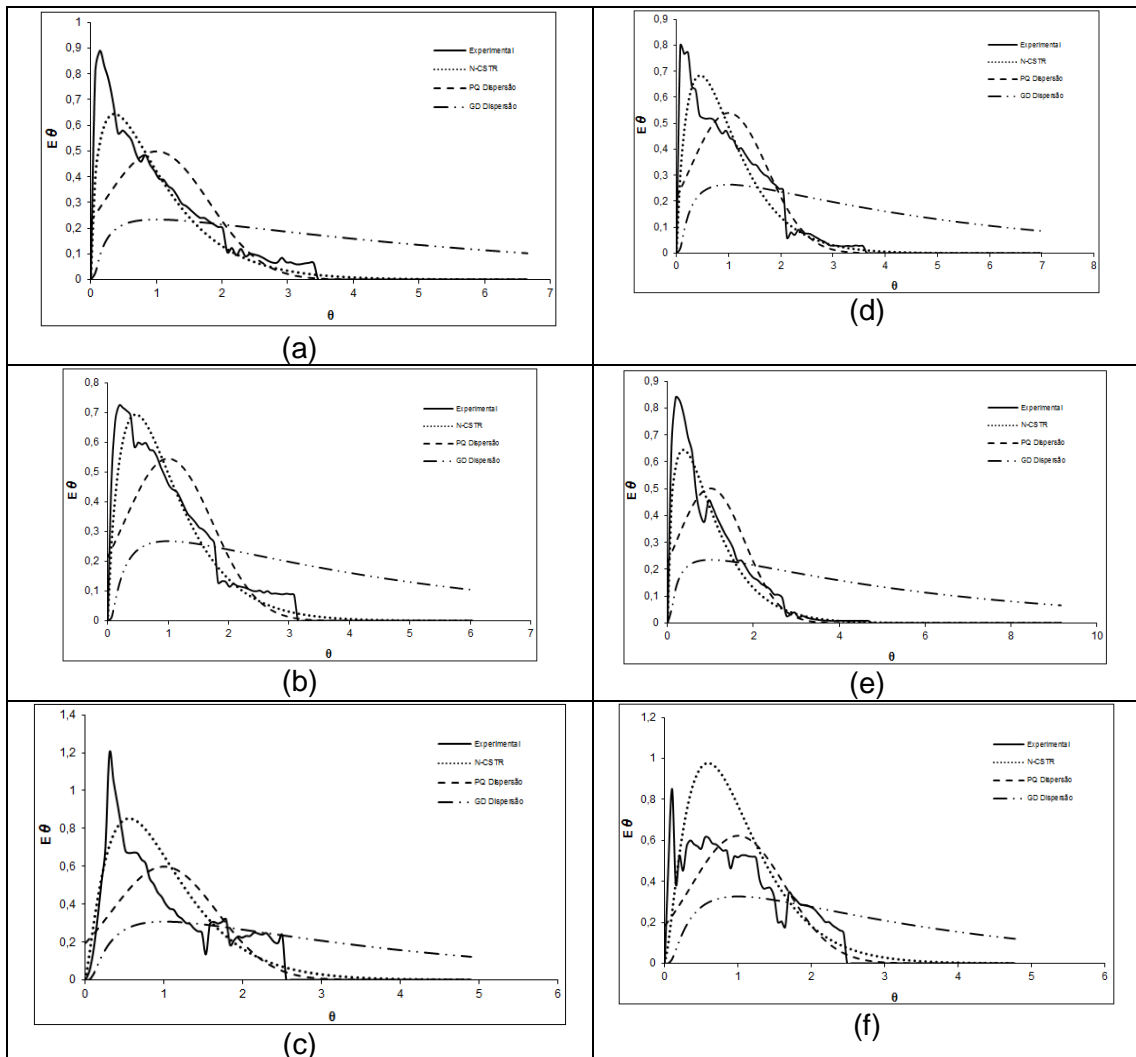


Figura 7 - Curvas de DTR obtidas experimentalmente com eosina Y (a, b, c) e azul de bromofenol (d, e, f) ao longo do tempo nas amostras de efluente do reator para os ensaios de estímulo-resposta, no TDH de 12 horas
Fonte: Autoria Própria (2013).

Observando os coeficientes de correlação (Tabela 11, 12 e 13) e analisando as curvas de DTR (Figura 5, 6 e 7), pode-se verificar que o modelo que apresentou melhor ajuste para todos os TDH testados e para ambos os traçadores utilizados foi o N-CSTR.

Nas figuras 5, 6 e 7 podem ser observados os picos de concentração dos traçadores, que para a eosina Y no TDH de 24 horas demonstrou um adiantamento desse pico. Esse adiantamento pode ser devido a caminhos preferenciais.

As curvas de DTR obtidas com o modelo N-CSTR em série nos três TDH com azul de bromofenol resultaram no melhor ajuste em relação ao traçador eosina Y (correlação média de 0,972; 0,991 e 0,939 para o TDH de 24 h, 18 h e 12 h, respectivamente).

As curvas obtidas com o traçador eosina Y apresentaram melhores valores de correlação entre os dados teóricos e experimentais no TDH de 24h, 18h e 12 h com médias 0,605; 0,742 e 816 para o modelo PD e 0,369; 0,268 e 0,435 para GD respectivamente.

Enquanto o azul de bromofenol resultou em médias de 0,972; 870 e 0,865 para o modelo de pequena dispersão e 0,223; 0,497 e 0,482 para o de grande dispersão, no TDH de 24h, 18h e 12h, respectivamente.

Com a análise desses dados pode-se notar que o regime de fluxo predominante no RAALF é o de mistura completa, pois foi encontrada uma elevada dispersão longitudinal no parâmetro D/uL nos modelos de dispersão e o melhor ajuste dos dados experimentais pelo modelo de tanques de mistura completa em série.

Pontes (2009) avaliou o comportamento hidrodinâmico de um RAALF de fluxo ascendente, tendo como meio suporte argila expandida e espuma de poliuretano tratando efluente de abatedouro de aves. A autora constatou que o reator quando operado na condição anaeróbia com TDH de 10 horas poderia ser representado por 12 reatores de mistura completa em série, com fluxo próximo ao pistonado, enquanto o reator anaeróbio-aeróbio estudado é representado por apenas 2-3 reatores de mistura completa em série, aproximando-se de um reator de mistura completa.

Romero et al. (2011) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um RALF com 0,15 m de diâmetro interno e 0,31m de comprimento, utilizando o traçador rodamina B e TDH de 24 horas, tratando efluente de abatedouro. E constataram que o reator apresentou regime de mistura completa para baixas taxas volumétricas e fluxo de pistão para altas taxas volumétricas.

Calheiros et al. (2009) montaram e estudaram uma unidade de tratamento preliminar, seguida por um sistema de reatores anaeróbios sequenciais que recebe esgoto oriundos de pontos de uma pequena central hidroelétrica. Foi construído em escala real, onde o volume útil de cada reator é 862,37 L. Os autores realizaram ensaios hidrodinâmicos utilizando como traçador o cloreto de sódio, com TDH teórico de 53,63 minutos e uma vazão de 0,9648 m³/h. Com os resultados, constataram um número de dispersão D/uL de 0,200 indicando escoamento disperso, no entanto mais próximo ao tipo mistura completa.

Carvalho et al. (2008) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB em escala piloto (160 L), utilizando eosina Y como traçador. O reator UASB apresentou comportamento similar ao de reator de mistura completa para vazão média afluente constante e o modelo de pequena dispersão apresentou melhor ajuste matemático.

5.3 ANOMALIAS DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Os resultados referente aos cálculos de zonas mortas, presença de curtos-circuitos hidráulicos e eficiência hidráulica a partir dos resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados no RAALF, para o TDH de 24, 18 e 12 horas, estão apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16.

Tabela 14 - Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 24 horas

Traçador	Ensaio s	TDH Real (h)	Pico (h)	Volume de Zonas mortas - β	Eficiência hidráulica - λ (%)	Curto-circuitos - Ψ
Eosina y	1	21,5	3,8	0,7	0,2	0,2
	2	30,4	19,5	-1,8	1,4	0,6
	3	31,5	21,8	2,1	2,1	0,7
Azul de bromofenol	1	15,0	3,8	2,5	0,0	0,3
	2	14,3	1,5	2,7	0,0	0,1
	3	14,2	6,0	2,7	-0,9	0,4

Legenda: β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h); Ψ = presença de curto-circuitos; λ = eficiência hidráulica

Tabela 15 - Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 18 horas

Traçador	Ensaio s	TDH Real (h)	Pico (h)	Volume de Zonas mortas - β	Eficiência hidráulica - λ (%)	Curto-circuitos - Ψ
Eosina y	1	18,5	7,5	-0,2	0,6	0,4
	2	19,6	9,0	-0,6	0,8	0,5
	3	20,7	7,5	-1,0	1,0	0,4
Azul de bromofenol	1	10,6	5,3	2,8	-0,9	0,5
	2	10,9	5,3	2,6	-0,8	0,5
	3	9,4	1,5	3,2	0,0	0,2

Legenda: β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h); Ψ = presença de curto-circuitos; λ = eficiência hidráulica

Tabela 16 - Resultados obtidos no cálculo de anomalias para o TDH de 12 horas

Traçador	Ensaio s	TDH Real (h)	Pico (h)	Volume de Zonas mortas - β	Eficiência hidráulica - λ (%)	Curto-circuitos - Ψ
Eosina y	1	10,8	1,5	0,7	0,2	0,1
	2	11,9	2,3	0,1	0,5	0,2
	3	14,7	4,5	-1,5	1,3	0,3
Azul de bromofenol	1	10,3	0,7	0,9	0,1	0,1
	2	7,9	1,5	2,3	-0,7	0,2
	3	15,1	1,5	-1,7	1,8	0,1

Legenda: β = relação entre o TDH real (h) e o TDH teórico (h); Ψ = presença de curto-circuitos; λ = eficiência hidráulica

Nas tabelas 14, 15 e 16 é possível observar valores negativos no cálculo do volume de zonas mortas para o ensaio 2 de eosina Y (-1,8) no TDH de 24 h, nos ensaios 1, 2 e 3 de eosina Y (-0,2; -0,6 e -1,0 respectivamente) no TDH de 18 h e no ensaio 3 de eosina Y (-1,5) no TDH de 12 h. Já para o azul de bromofenol apenas encontra-se valor negativo apenas no ensaio 3 (-1,7) no TDH de 12 h.

Os valores negativos para zonas mortas podem representar a existência de caminhos preferenciais. E ainda podem ser atribuídos ao valor do TDH real ter sido superior ao TDH teórico. O mesmo foi reportado por Calheiros et al. (2009) e Peña et al. (2006).

Calheiros et al. (2009) montaram e estudaram uma unidade de tratamento preliminar, seguida por reatores anaeróbios sequencias, cada reator com volume útil de 862,37 L. O traçador utilizado era o cloreto de sódio com TDH de 53,63 minutos.

Peña et al. (2006) estudaram um reator UASB localizado em Ginebra, Valle del Cauca, sudoeste da Colômbia utilizando como TDH 10 h, 8 h, 6 h e 5 horas, o reator trata parte do esgoto produzido na cidade. A alimentação do efluente bruto era realizada a partir de uma estação de fluxo constante de bombeamento automático.

A presença de curto-circuitos hidráulicos ocorre quando $\Psi \leq 0,3$. Assim foi verificado essa anomalia para o ensaio 1 de eosina Y (0,2) e no ensaio 1 e 2 do azul de bromofenol (0,3 e 0,1 respectivamente) ambos no TDH de 24 h.

Já para o TDH de 18 h, apenas o ensaio 3 do azul de bromofenol (0,2) apresentou curto-circuito hidráulico. E o TDH de 12 h foi o que mais apresentou essa anomalia, pois em todos os ensaios, para ambos os traçadores utilizados, houve a

presença de curto-circuitos. A presença de curto-circuito pode ser atribuída quando o TDH real é inferior ao teórico.

Os ensaios que apresentaram boa eficiência hidráulica ($\lambda \geq 0,75$) foram os ensaios 2 e 3 de eosina Y para o TDH de 24 h e 18h. E no TDH de 12 h o ensaio 3 de eosina Y e de azul de bromofenol. Os demais ensaios não apresentaram boa eficiência hidráulica devido à presença de curto-circuitos.

Com efeito de melhor entendimento foi elaborada a Tabela 17, sendo um resumo dos parâmetros encontrados.

Tabela 17 – Resumo dos resultados obtidos

TDH	Traçador	Zonas mortas	Eficiência hidráulica	Curto-circuitos
24 horas	Eosina Y	0,7	0,2	0,2
		-1,8	1,4	0,6
		2,1	2,1	0,7
	Azul de bromofenol	2,5	0,0	0,3
		2,7	0,0	0,1
		2,7	-0,9	0,4
18 horas	Eosina Y	-0,2	0,6	0,4
		-0,6	0,8	0,5
		-1,0	1,0	0,4
	Azul de bromofenol	2,8	-0,9	0,5
		2,6	-0,8	0,5
		3,2	0,0	0,2
12 horas	Eosina Y	0,7	0,2	0,1
		0,1	0,5	0,2
		-1,5	1,3	0,3
	Azul de bromofenol	0,9	0,1	0,1
		2,3	-0,7	0,2
		-1,7	1,8	0,1

Com a análise da Tabela 17, pode-se perceber que o traçador que melhor apresentou resultados foi a eosina Y no TDH de 24 horas.

6 CONCLUSÕES

De acordo com o monitoramento do comportamento do reator pela determinação dos parâmetros físico-químicos: o valor do pH aumentou do afluente para o efluente em todos os TDH, indicando capacidade de tamponamento no RAALF.

A temperatura do líquido e o oxigênio dissolvido apresentaram variações de um TDH para o outro, mas não prejudicando o equilíbrio no reator.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido para o efluente nos três TDH testados estão acima do indicado por Nogueira (1998) e Gerardi (2006), assim possibilitando que ocorra a oxidação da amônia e conseqüentemente o processo de nitrificação.

O valor de alcalinidade afluente foi menor que a alcalinidade efluente, em todos os TDH, também indicando a capacidade de tamponamento do meio.

Para ácidos voláteis o afluente sempre foi maior que o efluente, com médias de $211,00 \pm 42,3$ e $92,4 \pm 4,5$ mgHAcL⁻¹; $339,5 \pm 19,9$ e $138,7 \pm 6,7$ mgHAcL⁻¹; $328,1 \pm 88,5$ e $133,7 \pm 31,9$ mgHAcL⁻¹ para as amostras do afluente e do efluente nos TDH de 24 h, 18 h e 12 h respectivamente.

A melhor eficiência média de remoção encontrada para ST foi de 89,2% para o TDH de 18 horas e de SST foi de 92,4 % para o TDH de 12 horas.

Em relação à DQO bruta e filtrada, pode-se observar pelos resultados que houve uma queda do afluente para o efluente em todos os TDH testados, tal fenômeno pode ser explicado pelo fato de que grande parte da matéria orgânica foi retida no material suporte e também degradada pelos microrganismos.

A partir dos resultados obtidos na operação do RAALF foi possível perceber que os ensaios hidrodinâmicos possibilitaram uma visão do comportamento do reator. Os resultados obtidos para eosina Y possibilitaram a observação do efeito cauda, já para o azul de bromofenol este fenômeno não foi tão notado.

Ainda foi possível observar também o pico da concentração máxima do traçador, este muitas vezes apresentou antecipação, indicando a presença de caminhos preferenciais.

Os ensaios com eosina Y foram os que apresentaram maior pico 21,8 h, 9,0 h e 2,3 h para o TDH de 24 h, 18 h e 12 h respectivamente.

Alguns valores do TDH real foram inferiores ao TDH teórico indicando adiantamento na resposta dos traçadores, como nos ensaios com azul de bromofenol no TDH de 24 horas, podendo ser devido a caminhos preferenciais, que possibilitam uma rápida saída do traçador do efluente.

Os valores do número de dispersão (D/uL) verificados nos modelos de dispersão de pequena e grande dispersão foram elevados, indicando grande dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura elevado no interior do RAALF. E ainda nota-se que o modelo de grande dispersão (GD) apresentou melhor ajuste aos dados experimentais.

Com a análise dos dados pode-se notar que o regime de fluxo predominante no RAALF é o de mistura completa, pois foi encontrada uma elevada dispersão longitudinal no parâmetro D/uL nos modelos de dispersão e o melhor ajuste dos dados experimentais pelo modelo de tanques de mistura completa em série.

Ainda a eosina Y obteve os valores de TDH real mais próximos com o TDH teórico, provavelmente devido a sua menor difusão na biomassa em relação aos demais traçadores.

Em relação às anomalias que foram verificadas, foi possível observar valores negativos no cálculo do volume de zonas mortas para os ensaios de eosina Y nos três TDH testados. Já para o azul de bromofenol apenas encontra-se valor negativo para o TDH de 12 h. Esses valores negativos podem ser devido à existência de caminhos preferenciais.

Ainda observou-se a presença de curto circuito podendo ser atribuída devido ao TDH real ser menor que o teórico. O TDH de 12 h foi o que mais apresentou essa anomalia, pois em todos os ensaios, para ambos os traçadores utilizados, houve a presença de curto-circuitos.

Os ensaios que apresentaram boa eficiência hidráulica ($\lambda \geq 0,75$) foram os ensaios 2 e 3 de eosina Y para o TDH de 24 h e 18h. E no TDH de 12 h o ensaio 3 de eosina Y e de azul de bromofenol. Para os demais ensaios a eficiência hidráulica foi classificada como eficiência hidráulica satisfatória ou insatisfatória, devido à presença de zonas mortas que pode interferir na ocorrência de curtos-circuitos, uma vez que elas impedem a capacidade de distribuição uniforme do traçador ao longo do reator.

REFERÊNCIAS

ABREU, Sérgio B.; ZAIAT, Marcelo. **Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário**, 2008. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n02/_ArtigoTecnico-027_07.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2012.

ARAUJO JR. Moacir M. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. São Carlos, 2006. 136p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Paulo. Universidade de São Paulo.

BRAILE, Pedro M; CAVALCANTI, José E. W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRITO, Antônio.G.; MELO, Luis.F. A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors. **Environmental Technology**, v.18, p.35-44, set 1997.

BUSATO, Rosilete. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Ibituva**. 2004. 237 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

CALHEIROS, Herlane C.; PERICO, Ana C. S.; NUNES, Camila F. Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio sequencial tratando esgotos domésticos. **Ambi-Água**, Taubaté, v.4, n. 3, p. 144-156, 2009.

CARVALHO, Karina Q. de; SALGADO, Monique T.; PASSIG, Fernando H.; PIRES, Eduardo C. 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, Fabio 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.

DE NARDI, Ivana R; ZAIAT, Marcelo; FORESTI, Eugênio. 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, Ivana R.; ZAIAT, Marcelo; FORESTI, Eugenio. **Respostas do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) nos ensaios hidrodinâmicos com diferentes traçadores**, 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/respuesta.pdf>>. Acesso em: 06 mai. 2012.

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

EATON, Andrew D.; CLESCERI, Lenore S.; RICE, Eugeni 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. 2005 Engenharia de São Carlos, USP.

GERARDI, Michael H. **Wastewater Bacteria**. Wasterwater Microbiology Ser. Wiley & sons, Incorporated, John. 272 p. 2006.

HELLER, Léo. **Saneamento e saúde**. Brasília: Pro Salute, 1997.

IMHOFF, Karl; IMHOFF, Klaus R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1986.

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

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

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

LIMA, Claudio A. A. **Tratamento de esgoto sanitário em reator horizontal de leito fixo (RAHLF) - Escala Piloto**. 2001. 165 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MARIA, Ronaldo R. **Avaliação da eficácia no tratamento de efluentes líquidos em frigoríficos**. 2008. 73 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Faculdade Dinâmica das Cataratas, Foz do Iguaçu, 2008.

MORAES, Luciana. M.; PAULA, Durval, R. J. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura**. 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v24n2/v24n2a25.pdf>>. Acesso em: 08 ago. 2012.

NOGUEIRA, Regina M. O. B; LAZAROVA, V.; MANEM, J.; MELO, L. F. Influence of dissolved oxygen on the nitrification kinetics in a circulating bed biofilm reactor. **Bioprocess Eng**. 19:441-9. 1998.

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

PACHECO, José. V. F.; YAMANAKA, Hélio 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>. Acesso em: 29 mar. 2012.

PANTOJA, Jorge L. R. **Remoção de material orgânica carbonácea e nitrogênio em reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio.** 2011. 173 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

PASSIG, Fernando. H.; BLUNDI, Carlos. E. **Caracterização hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.** 1996. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01180i04.pdf>>. Acesso em: 11 set. 2012.

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

PERSSON J., SOMES N. L. G., WONG T. H. F. (1999). Hydraulics e_iciency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, 40: 291–300

PONTES, Ana 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.

QUARTAROLI, Larissa; DREIFUS, Thais V.; VIDAL, Carlos M. S. **Tratamento de efluentes líquidos de abatedouros e frigoríficos,** 2009. Disponível em: <http://www.unicentro.br/graduacao/deamb/semana_estudos/pdf_09/TRATAMENTO%20DE%20EFLUNETES%20L%CDQUIDOS%20DE%20ABATEDOUROS%20E%20FRIGOR%CD FICOS.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2012.

ROMERO, Dulce. C. M.; LÓPEZ, Alberto.; RODRÍGUEZ, Ramiro. V.; BECERRIL, Elizabeth. L. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 50, n.3, p. 273-280, mar. 2011. Disponível em<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0255270111000286>>. Acesso em: 25 set. 2012.

RIPLEY, Leonard E.; BOYLE, William C.; CONVERSE, James 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.

SALGADO, Monique T. **Modelo matemático para avaliação hidrodinâmica em reatores tubulares operando em regime não-permanente**, 2008. 167 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde.../salgadousp.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2012.

SANTANA, Adriana. M.; OLIVEIRA, Roberto. A. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v25n3/28079.pdf>>. Acesso em: 02 mai. 2012.

SARATHAI, Yuttachai.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onside wastewater treatment system. **Journal of Environmental Sciences**, v 22, p. 1319-1326, 2010.

SIEGFRIED, Werner. H.; CLETO, Eduardo. P. **Modelagem hidrodinâmica de reatores anaeróbios de escoamento ascendente e manta de lodo (UASB)**. 1996. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01230p04.pdf>>. Acesso em: 27 abr. 2012

SILVA, Gustavo H. R; NOUR, Edson A. A. **Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário operado a diferentes tempos de detenção hidráulica**, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/tdos.pdf>>. Acesso em: 05 mai. 2012.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**. São Paulo, v. 44, n. 137, p 88-94. 1984.

SPERLING, Marcos Von. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Universidade Federal de Minas Gerais - 1997 – Volume 1, 3 e 4

SPERLING, Marcos Von. **Princípio de tratamento biológico de águas Residuárias**. Volume 3, lagoa de estabilização. 2ª ed. Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental – UFMG. 196 p, 2002.

SPERLING, Marcos Von. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade de Minas Gerais, 1997.

TEIXEIRA, Edmilson C.; SANT'ANA, Tercio D. **Respostas hidrodinâmicas de biofiltros submersos aerados e não aerados**. 1998. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/peru/bratar262.pdf>>. Acesso em: 08 mai. 2012.

TELLES, Dirceu D`Alkmin et al. **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

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

TOSCANI, Daniel 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. 206 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

WEBER, Marisa I. **Avaliação de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes**. 2006. 184 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.