

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

ALINE YUMI HATTORI

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE FILTROS ANAERÓBIOS COM
DIFERENTES MATERIAIS SUPORTE**

DISSERTAÇÃO

**CURITIBA
2018**

ALINE YUMI HATTORI

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE FILTROS ANAERÓBIOS COM
DIFERENTES MATERIAIS SUPORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Câmpus Curitiba, como requisito para obtenção do título de mestre.

Orientador: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho
Co-orientador: Profa. MSc. Martina Tamires Lins Cezano

**CURITIBA
2018**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

H366m Hattori, Aline Yumi
2018 Modelagem matemática de filtros anaeróbios com diferentes
materiais suporte / Aline Yumi Hattori.-- 2018.
129 f.: il.; 30 cm.

Disponível também via World Wide Web.

Texto em português com resumo em inglês.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica
Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência
e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2018.

Bibliografia: p. 111-122,

1. Digestão anaeróbia. 2. Hidrodinâmica. 3. Modelos
matemáticos. 4. Cinética química. 5. Tecnologia ambiental
- Dissertações. I. Carvalho, Karina Querne de, orient.
II. Cezano, Martina Tamires Lins, coorient. III. Universidade
Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental. IV. Título.

CDD: Ed. 22 -- 363.7

Biblioteca Ecoville da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecária Lucia Ferreira Littiere - CRB 9/1271

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 097

A Dissertação de Mestrado intitulada **MODELAGEM MATEMÁTICA DE FILTROS ANAERÓBIOS COM DIFERENTES MATERIAIS SUPORTE**, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **Aline Yumi Hattori**, no dia 05 de março de 2018, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Tecnologias E Processos Ambientais, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Karina Querne de Carvalho Passig - Presidente - UTFPR

Prof(a). Dr(a). Eduardo Cleto Pires – EESC-USP

Prof(a). Dr(a). Fernando Hermes Passig – UTFPR

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 05 de março de 2018.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

Dedico aos meus pais Katsuyoshi e Helena, por todo esforço, carinho, compreensão e amor concedidos ao longo de toda a minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as orientações, proteções e bênçãos concedidas até os dias de hoje e por todas as oportunidades proporcionadas ao decorrer de todo o mestrado.

À minha família, principalmente aos meus pais que em nenhum momento mediram esforços para minha formação acadêmica e sempre estiveram ao meu lado, independente da minha decisão. Por todo carinho, atenção, paciência, pelas palavras de conforto nas horas certas, apoio nos momentos difíceis, entre tantas outras atitudes que ficam difíceis de transmitir em palavras toda minha gratidão e meu amor.

À minha orientadora Karina Querne de Carvalho Passig e ao professor Fernando Hermes Passig, que por mais dois anos aceitaram me orientar novamente, sempre repassando novos conhecimentos independente da ocasião. Mantendo uma parceria de quase 10 anos de amizade e orientação, sinto-me grata por toda paciência, confiança, compreensão, carinho, pelos momentos de alegrias, de conquistas e de tristezas compartilhadas. À ambos tenho um enorme respeito, eterna gratidão e admiração, sendo praticamente impossível de expressar o grande carinho que tenho.

À minha co-orientadora Martina Tamires Lins Cezano que foi uma pessoa essencial para o desenvolvimento do projeto de pesquisa, que desde o início prontamente concordou em nos ajudar e mesmo tendo suas obrigações sempre encontrava uma maneira de contribuir positivamente. Sinto-me grata por toda ajuda.

Ao meu companheiro Kevin Perondi Regis por todo companheirismo, compreensão, paciência, carinho, amizade, por toda ajuda oferecida dentro e fora do mestrado e principalmente por todo apoio, incentivo e por sempre estar ao meu lado quando mais precisei.

Às minhas amigas Aldria Diana Belini, Maria Aparecida Porfírio e Francielle da Rocha Santos que sempre estiveram disposta a me ajudar no que fosse necessário independente do dia e da hora, das quais compartilhei momentos de alegria e tristezas.

Aos colegas de pesquisa Ellen Caroline Baettker, Cristiane Kreutz e Cristiano Luchesi Niciura que prontamente concordaram em ceder os dados de pesquisa para a calibração e validação do modelo proposto neste trabalho.

Aos demais colegas do Laboratório de Saneamento (LABSAN), Jéssica Luiza Bueno Trevizani, Daiane Cristina de Freitas, Leonardo Michelin, Mateus Kreutz Pauli, Thiago Castanho Pereira, Izadora Consalter Pereira, André Gustavo Patel, Mateus Xavier de Lima, Thayse Nathalie Ferro, entre outros que participaram desses dois anos de mestrado e de alguma forma contribuíram para meu crescimento pessoal.

À todos os professores do PPGCTA e demais programas que durante o mestrado contribuíram positivamente de forma direta ou até mesmo indiretamente para minha formação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa e recursos financeiros para o projeto.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba - Ecoville, por ceder espaço e permitir a execução das atividades em suas dependências.

“A maior lição da vida está em aprender o silêncio com os faladores, a bondade com os maldosos e a tolerância com os intolerantes...”

(Khalil Gibran)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Desenho esquemático de um filtro anaeróbio. a) fluxo ascendente; b) fluxo descendente.	23
Figura 2. Fluxograma das etapas envolvidas no processo de digestão anaeróbia. ...	28
Figura 3. Propriedades da curva de DTR para o modelo de tanques em série.	34
Figura 4. Fluxograma das atividades desenvolvidas.	48
Figura 5. Desenho esquemático do filtro anaeróbio e do aparato experimental utilizado.	49
Figura 6. Amostra do lodo utilizado.	51
Figura 7. Meios suportes utilizados. a) cerâmica de argila; b) borracha de pneu.	52
Figura 8. Desenho esquemático do filtro anaeróbio: a) conversões do substrato em 3 e 4 compartimentos; b) desenvolvimento do modelo matemático. ...	61
Figura 9. Curvas das variações da concentração de eosina Y nas amostras do efluente ao longo do tempo nos filtros anaeróbios operados com TDH de 8 h.	71
Figura 10. Curvas das variações da concentração de eosina Y nas amostras do efluente ao longo do tempo nos filtros anaeróbios operados com TDH de 4 h.	72
Figura 11. Médias das curvas de DTR obtidas experimentalmente nos ensaios de estímulo-resposta realizados nos filtros anaeróbios com TDH de 8 h.	76
Figura 12. Média das curvas de DTR obtidas experimentalmente nos ensaios de estímulo-resposta realizados nos filtros anaeróbios com TDH de 4 h.	77
Figura 13. Variação da DQO efluente experimental (DQO _e) e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal de 24 h dos filtros anaeróbios de borracha de pneu e cerâmica de argila operados com TDH de 8 para variação do k_1 de 0 a 1 h ⁻¹	87
Figura 14. Variação da DQO efluente experimental (DQO _e) e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal de 24 h dos filtros anaeróbios de borracha de pneu e cerâmica de argila operados com TDH de 4 h para variação do k_1 de 0 a 1 h ⁻¹	88
Figura 15. Variação da DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal no RALEx a partir dos dados reportados por Niciura (2005).	94
Figura 16. Variação da DQO efluente experimental (DQO _e) e simulada (DQO _s) ao longo da altura dos filtros anaeróbios, nos perfis de amostragem espacial, operados com TDH de 8 h.	99
Figura 17. Variação da DQO efluente experimental (DQO _e) e simulada (DQO _s) ao longo da altura dos filtros anaeróbios, nos perfis de amostragem espacial, operados com TDH de 4 h.	100
Figura 18. Correlação entre os dados de k_1 e DQO experimental para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila.	104

Figura 19. Correlação entre os dados de DQO experimental e DQO simulada para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila	105
Figura 20. Variação da DQO efluente experimental (DQO _e) e simulada (DQO _s) ao longo da altura do filtro anaeróbio nos perfis de amostragem espacial reportados por Kreutz (2012).	108
Figura 21. Curvas de DTR ao longo do tempo para os filtros anaeróbios.....	124
Figura 22. Correção entre os valores de k_1 e DQO experimental.....	129
Figura 23. Correção entre os valores de DQO experimental e simulada.	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Aplicações do filtro anaeróbio com diferentes meios suportes e as principais características utilizadas por cada autor.	26
Tabela 2. Estudos voltados para o comportamento hidrodinâmico e as principais características.	35
Tabela 3. Resumo detalhado dos parâmetros físico-químicos e cinéticos de alguns estudos reportados na literatura.	43
Tabela 4. Resumo dos parâmetros operacionais, cinéticos e hidrodinâmicos aplicados à modelagem matemática encontrados na literatura.....	47
Tabela 5. Composição do efluente sintético.....	50
Tabela 6. Valores dos parâmetros operacionais utilizados em cada etapa e a massa de cada meio suporte adicionado no filtro anaeróbio.....	54
Tabela 7. Parâmetros analisados, métodos de análise e suas referências.....	54
Tabela 8. Definição das variáveis para a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_{θ}) em função do tempo adimensional (θ)......	57
Tabela 9. Modelos teóricos uniparamétricos de dispersão de pequena (PD) e grande intensidade (GD) e reatores de mistura completa em série (N-CSTR).	58
Tabela 10. Equações de balanço de massa dos compartimentos de 1 a 3.	63
Tabela 11. Equações de balanço de massa dos compartimentos de 1 a 4.	63
Tabela 12. Valores obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos uniparamétricos segundo Levenspiel (2000) para cada condição operacional.....	74
Tabela 13. Coeficientes de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos.	78
Tabela 14. Determinação do número de Peclet aplicado aos modelos uniparamétricos de dispersão em cada condição operacional.	80
Tabela 15. Valores de N-CSTR, DQO (mg L^{-1}) e SSV (mg L^{-1}) obtidos por Baettker (2015).	82
Tabela 16. Equações polinomiais da variação de DQO ao longo do tempo, coeficientes de determinação, constante cinética de 1ª ordem otimizada obtidos para cada etapa.	83
Tabela 17. Valores de DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo em cada etapa nos filtros anaeróbios.	90
Tabela 18. Conjunto de dados referentes a amplitude dos valores da DQO simulada para as Etapas I e II.	92
Tabela 19. Equações polinomiais da variação da DQO ao longo do tempo, coeficientes de determinação e constantes cinéticas de 1ª ordem otimizadas obtidos nos perfis de amostragem temporal.....	93
Tabela 20. Valores de DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo para cada perfil obtidos por Niciura (2005).	96

Tabela 21. Valores de N-CSTR, altura (H) de cada compartimento, DQO (mg L^{-1}) e SSV (mg L^{-1}) nas amostras do efluente de cada compartimento obtidos por Baettker (2015).....	97
Tabela 22. Determinação das constantes cinéticas de 1ª ordem (h^{-1}) para cada compartimento em cada etapa de operação.	97
Tabela 23. Valores de DQO efluente experimental (DQOe) e simulada (DQOs) ao longo da altura para cada etapa nos filtros anaeróbios.	102
Tabela 24. Determinação da amplitude entre os dados de DQO experimental (DQOe) e simulada (DQOs) nas amostras de efluentes ao longo do reator nas etapas de operação I e II.....	103
Tabela 25. Equações resultantes da regressão linear entre os valores de k_1 e DQO experimental.....	103
Tabela 26. Equações resultantes da regressão linear entre os valores de DQO experimental e DQO simulada.	105
Tabela 27. Variação de DQO experimental (DQOe) e simulada (DQOs) nas amostras de efluente e constante cinética de 1ª ordem com base em dados reportados por Kreutz (2012).....	107

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Resumo das principais características dos primeiros modelos matemáticos reportados na literatura.	38
Quadro 2. Parâmetros avaliados na caracterização dos meios suportes e suas respectivas metodologias	53
Quadro 3. Simbologia adotada, significado e unidade de cada parâmetro.	64
Quadro 4. Rotina de cálculo da rotina EDO_Borracha_8h.m utilizado no modelo matemático simplificado.	126
Quadro 5. Rotina do arquivo Programacao.m.	128

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ADM1	<i>Anaerobic Digestion Model No 1</i>
AIC	<i>Akaike Information Criterion</i>
ANOVA	Análise de Variância
AnSBBR	Reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada
CH ₃ COO ⁻	Acetato
CO ₂	Dióxido de oxigênio
C _s	Coeficiente de retorno do lodo
D/μL	Número de dispersão do reator
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTR	Distribuição de Tempo de Residência
E _θ	Distribuição do Tempo de Residência Hidráulica
E _i	Curva de distribuição de idade de saída do traçador
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
GD	Grande Dispersão
k ₁	Constante cinética de primeira ordem (h ⁻¹)
K ₂	Constante cinética de segunda ordem (h ⁻¹)
k _d	Coeficiente de decaimento endógeno (h ⁻¹)
k _h	Constante cinética da hidrólise
k _i	Constante cinética de inibição
k _s	Constante de saturação
MATLAB	<i>Matrix Laboratory</i>
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MMGM	<i>Modified Methane Generation Model</i>
MMS	Modelo Matemático Simplificado
MMSLF	Modelo Matemático Simplificado para Leito Fixo

N-CSTR	Número de reatores em séries
NaCl	Cloreto de sódio
PD	Pequena Dispersão
Pe	Número de Peclet
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Vinila
Q	Vazão
RAC	Reator Anaeróbio Compartimentado
RAFA	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
RMSE	<i>Root Mean Square Error</i>
S	Área sob a curva concentração – tempo
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
t	Tempo
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
V	Volume do reator
Y	Coeficiente de conversão do substrato em biomassa
$\mu_{\text{máx}}$	Taxa de crescimento específico máximo
σ^2	Variância
σ_{θ}^2	Variância (adimensional)
θ	Tempo de residência médio (adimensional)

RESUMO

HATTORI, A. Y. **Modelagem matemática de filtros anaeróbios com diferentes materiais suporte**. 132 f. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

O presente projeto de pesquisa tem como objetivo desenvolvimento de um Modelo Matemático Simplificado para Leito Fixo (MMSLF) para perfis de amostragem temporais e espaciais utilizando dados físico-químicos de filtros anaeróbios obtidos por Baettker (2015). A modelagem matemática é capaz de prever possíveis situações que ocorrem na prática, bem como, descrever o comportamento dinâmico do sistema possibilitando sua melhoria e otimização. Alguns trabalhos envolvendo modelagem matemática são baseadas em reações presentes no processo de digestão anaeróbia e outros englobam as características hidrodinâmicas do sistema. Nesta pesquisa, foram utilizados dois filtros anaeróbios com diferentes meios suportes e operados com diferentes valores de Tempo de Detenção Hidráulica (TDH). Com base nos dados físico-químicos e hidrodinâmicos obtidos por Baettker (2015) foi possível determinar as equações de balanço de massa para perfis de amostragem temporal e espacial, bem como, a realização de simulações matemáticas utilizando o *software* MATLAB®. A otimização da constante cinética de 1ª ordem para os perfis temporais foi realizada com base na comparação entre os dados de Demanda Química de Oxigênio (DQO) experimental e simulados por meio de análises estatísticas. Já nos perfis espaciais os valores de k_1 foi determinada através da equação de degradação de substrato considerando cinética de primeira ordem. Os valores de k_1 foi equivalente a $0,4 \text{ h}^{-1}$ em todas as condições operacionais e isso provavelmente ocorreu devido a estabilidade do sistema proporcionada pelo crescimento de biomassa de forma aderida. Através da amplitude entre os valores de DQO experimental e simulada, verificou-se que o filtro anaeróbio com cerâmica de argila apresentou maior resistência quando submetido a sobrecarga hidráulica de 50%. Nos perfis espaciais os valores de k_1 variaram de $0,44$ a $0,25 \text{ h}^{-1}$ para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e $0,37$ a $0,21 \text{ h}^{-1}$ com cerâmica de argila quando operados com TDH igual a 8 h. Quando operados com TDH igual a 4 h, os valores de k_1 variaram de $0,68$ a $0,38 \text{ h}^{-1}$ para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e $0,75$ a $0,32 \text{ h}^{-1}$ para o filtro com cerâmica de argila. Além disso observou-se que ao longo dos filtros anaeróbios, os valores de k_1 diminuía, indicando a redução da atividade de microrganismos decorrente da diminuição de matéria orgânica. A partir dos dados de amplitude, verificou-se que nos perfis espaciais, o filtro anaeróbio com borracha de pneu mostrou ser mais resistente à aplicação da redução de TDH em 50%. De modo geral, o MMSLF foi capaz de gerar dados de DQO simulada foram coerentes com os dados de DQO experimental e mostrou ser ferramenta útil e eficiente na compreensão de processos de degradação de matéria orgânica em sistemas de tratamento com biomassa aderida.

Palavras-chave: Hidrodinâmico; Digestão Anaeróbia; Balanço de Massa, Constante Cinética.

ABSTRACT

HATTORI, A. Y. **Mathematical modeling in anaerobic filters with different support material**. 132 p. Dissertation. Postgraduate Program in Science and Environmental Technology. The Federal University of Technology - Paraná. Curitiba, 2018.

The present research project aims to develop a Simplified Mathematical Model for Fixed Bed (SMMFB) for temporal and spatial sampling profiles using physicochemical data of anaerobic filters obtained by Baettker (2015). The mathematical modeling can predict possible situations that occur in practice, as well as describe the dynamic behavior of the system, allowing for its improvement and optimization. Some works involving mathematical modeling are based on reactions present in the anaerobic digestion process and others include the hydrodynamic characteristics of the system. In this research, two anaerobic filters with different support media were used and operated with different Hydraulic Detention Time (HTD) values. Based on the physicochemical and hydrodynamic data obtained by Baettker (2015) it was possible to determine mass balance equations for temporal and spatial sampling profiles, as well as mathematical simulations using MATLAB® *software*. The optimization of the first order kinetic constant for the temporal profiles was performed based on the comparison between experimental and simulated Oxygen Demand (COD) data by means of statistical analyzes. In the spatial profiles the values of k_1 were determined through the substrate degradation equation considering 1st order kinetics. The values of k_1 were equivalent to 0.4 h^{-1} in all operating conditions and this was probably due to the stability of the system provided by adhered biomass growth. Through the amplitude between the values of experimental and simulated COD, it was verified that the anaerobic filter with clay pottery presented greater resistance when subjected to hydraulic overload of 50%. For spatial profiles the values of k_1 varied from 0.44 to 0.25 h^{-1} for the anaerobic filter with tire rubber and 0.37 to 0.21 h^{-1} with clay pottery when operated with HDT equal to 8 h. When operated with HDT equal to 4 h, the values of k_1 ranged from 0.68 to 0.38 h^{-1} for the anaerobic filter with tire rubber and 0.75 to 0.32 h^{-1} for the anaerobic filter with clay pottery. In addition, it was observed that along the anaerobic filters, the values of k_1 decreased, indicating the reduction of the microorganisms activity due to the decrease of organic matter. From the amplitude data, it was verified that in the spatial profiles, the anaerobic filter with tire rubber showed to be more resistant to the application of the reduction of TDH in 50%. In general, the MMSLF was able to generate simulated COD data coherent with the experimental COD data. It proved to be an efficient and useful tool in understanding the degradation processes of organic matter in adhered biomass treatment systems.

Keywords: Hydrodynamic; Anaerobic Digestion; Mass Balance; Kinetics Constants.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo geral	21
2.2	Objetivos específicos	21
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1	Filtros anaeróbios	22
3.2	Processo de digestão anaeróbia	27
3.2.1	Hidrólise.....	29
3.2.2	Acidogênese	30
3.2.3	Acetogênese.....	31
3.2.4	Metanogênese.....	32
3.3	Comportamento hidrodinâmico	33
3.4	Modelagem matemática	36
3.4.1	Aplicação da modelagem matemática com base em dados cinéticos	41
3.4.2	Aplicação da modelagem matemática com base em dados hidrodinâmicos	44
4	MATERIAIS E MÉTODOS	48
4.1	Filtros anaeróbios	49
4.2	Sistema de alimentação	50
4.3	Inóculo	51
4.4	Meio suporte	52
4.5	Procedimento experimental	53
4.6	Ensaio hidrodinâmico	55
4.6.1	Descrição dos ensaios.....	55
4.6.2	Modelos matemáticos uniparamétricos	56
4.7	Modelagem Matemática Simplificada para Leito Fixo (MMSLF)	59
4.7.1	Desenvolvimento das equações de balanço de massa.....	59
4.7.2	Desenvolvimento das equações cinéticas	61
4.7.2.1	Perfis de amostragem temporal.....	62
4.7.2.2	Perfis de amostragem espacial	65
4.7.3	Aplicação dos dados ao <i>Software</i> MATLAB® (<i>Matrix Laboratory</i>)	66
4.7.3.1	Desenvolvimento das Equações Diferenciais Ordinárias utilizando a função <i>ode45</i>	67
4.7.3.2	Análise estatística aplicada na determinação da constante cinética de 1ª ordem (k_1).....	68

4.7.4	Validação dos MMSLF.....	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1	Avaliação do comportamento hidrodinâmico dos filtros anaeróbios (Baettker, 2015).....	71
5.2	Calibração e validação do MMSLF para perfis de amostragem temporal	82
5.2.1	Comportamento da DQO no modelo proposto	83
5.2.2	Validação do MMSLF.....	92
5.3	Calibração e validação do MMSLF para perfis espaciais.....	96
5.3.1	Comportamento da DQO no modelo proposto	98
5.3.2	Validação do MMSLF.....	106
6	CONCLUSÕES	110
	REFERÊNCIAS.....	112
	APÊNDICE A – CURVAS DE DTR OBTIDAS EXPERIMENTALMENTE AO LONGO DO TEMPO	124
	APÊNDICE B – ROTINAS COMPUTACIONAIS UTILIZADAS NO MMSLF	126
	APÊNDICE C – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE CONSTANTE CINÉTICA DE 1ª ORDEM E DQO EXPERIMENTAL.....	129
	APÊNDICE D – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DQO EXPERIMENTAL E SIMULADA.....	130

1 INTRODUÇÃO

Diversos países têm buscado inúmeras soluções para o desenvolvimento sustentável, associando o desenvolvimento tecnológico com a manutenção do ambiente em condições adequadas para sobrevivência de diversas formas de vida, bem como, garantia de continuidade para as gerações futuras.

No cenário atual uma das principais preocupações ambientais corresponde à poluição de corpos hídricos por matéria orgânica resultante de diversas atividades humanas. Este impacto ambiental tem gerado inúmeras pesquisas nas áreas de tratamento de esgotos buscando encontrar soluções economicamente viáveis e eficientes.

De acordo com os últimos dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) para o ano de 2015, verificou-se que o índice de atendimento médio total com rede coletora de esgotos foi igual a 50,3% em relação ao território nacional. Além disto, o índice médio de tratamento dos esgotos coletados, que representa a parcela do volume dos esgotos tratados em relação ao volume dos esgotos gerados, foi de aproximadamente 74%.

Segundo Chernicharo (2007), apesar do baixo índice de cobertura de redes coletoras de esgotos no Brasil, esta não constitui o principal agravante para as condições sanitárias. Na maioria dos sistemas de tratamento e disposição de esgotos são verificados problemas de funcionamento devido à falta de análise e acompanhamento do projeto em suas etapas de execução e operação.

Considerando as condições socioeconômicas do país, tem-se buscado desenvolvimento de sistemas com baixo custo de implantação e operação, simplicidade operacional e sustentabilidade para minimizar a necessidade de manutenção.

Diante dos diversos tipos processos de tratamento de águas residuárias devem ser evitadas as generalizações sobre qual o melhor sistema de tratamento, uma vez que, a escolha do processo depende de diversos fatores que incluem requisitos de território, qualidade do efluente, desempenho em termos de matéria orgânica, nutrientes e remoção de patógenos, custos de construção, operação e manutenção (VON SPERLING, 2015).

Nos últimos anos, diversas instituições têm se dedicado na evolução e disseminação de várias tecnologias de tratamentos anaeróbios, dentre as quais incluem os filtros anaeróbios.

O filtro anaeróbio trata-se de um sistema de alta taxa e de crescimento bacteriano de forma aderida podendo ser tanto ascendente em que o leito é necessariamente afogado ou descendente em que podem ser operados de modo afogado ou não (CHERNICHARO, 2007; JORDÃO e PESSOA, 2011).

Neste sistema o fator principal que afeta o desempenho é a forma de retenção da biomassa ativa. Para isto vários materiais naturais e artificiais são utilizados como suporte no tratamento biológico de águas residuárias tais como, espumas de poliuretano (CRUZ *et al.*, 2012), bambu (SOUZA *et al.*, 2011), conchas de coco (TONON *et al.*, 2015), borracha de pneu (SIRINUKULWATTANA *et al.*, 2013), anéis de plásticos (STETS *et al.*, 2014), carvão ativado (WATANABE *et al.*, 2013), pedaços de argila (HAN *et al.*, 2013), dentre outros (LOUPASAKI e DIAMADOPOULOS, 2012).

Nos filtros anaeróbios ocorrem os processos de digestão anaeróbia, sendo estas, as reações responsáveis pelo tratamento do efluente. De acordo com Batstone (2006) os processos de digestão anaeróbia envolvidos nesses sistemas podem ser previstos através de modelagem matemática. Desta forma, é possível prever o comportamento das reações no interior do reator sem precisar operá-los.

Através de estudos cinéticos, os modelos matemáticos são capazes de prever as velocidades de crescimento e decaimento microbiano, degradação da matéria orgânica, formação de produtos, entre outras reações envolvidos no processo de digestão anaeróbia.

Na literatura existem diversas pesquisas abordando modelagem matemática desde os modelos simplificados como proposto por Carvalho (2006) até mais complexos como o *Anaerobic Digestion Model 1* (ADM1) proposto por Batstone *et al.* (2002). Além de sua complexidade, alguns modelos matemáticos são baseados nos processos de digestão anaeróbia enquanto em outros modelos foram incorporadas características hidrodinâmicas do reator.

O ADM1 é considerado o modelo matemático para digestão anaeróbia mais conhecido e utilizado pela comunidade acadêmica, porém com a desvantagem de ser complexo devido ao detalhamento das reações de degradação anaeróbia considerando tanto o comportamento cinético como também o comportamento

hidrodinâmico de cada sistema. Além disto, para uso deste modelo é exigido inserção de diversos parâmetros como dados de entrada, tais como temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), concentração de matéria orgânica, tempo de detenção hidráulica (TDH), constantes cinéticas, composição detalhada do efluente, dentre outros.

Basicamente, o ADM1 considera uma série de etapas sequenciais e paralelas que ocorre no processo de digestão anaeróbia envolvendo todas as reações bioquímicas e físico-químicas.

De acordo com Batstone *et al.* (2002) o ADM1 é implementado como um conjunto de equações diferenciais e algébricas, no qual, existem 26 variáveis de estado dinâmico e 8 variáveis algébricas implícitas por reator. Se implementado apenas como equações diferenciais, no modelo há 32 variáveis de estado de concentração dinâmicas.

Com esta limitação em sua aplicação, tem sido proposto modelos mais simplificados na literatura, como é o caso deste trabalho, em que foi proposto um Modelo Matemático Simplificado para Leito Fixo (MMSLF). Este modelo é baseado em informações sobre o modelo hidrodinâmico de reatores de mistura completa em série (N-CSTR), aplicado em filtros anaeróbios preenchidos com borracha de pneu e cerâmica de argila como materiais suporte, tratando esgoto sintético de acordo com Baettker (2015) e Baettker *et al.* (2017, *no prelo*). Neste modelo foi considerado modelo cinético de primeira ordem para consumo de substrato e para crescimento de biomassa.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi desenvolver um modelo matemático simplificado para leito fixo (MMSLF), utilizando filtros anaeróbios preenchidos com borracha de pneu e cerâmica de argila como materiais suporte a partir de dados de perfis temporais e espaciais.

2.2 Objetivos específicos

Com a finalidade de alcançar o objetivo geral foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar o comportamento hidrodinâmico dos filtros anaeróbios realizado por Baettker (2015);
- Aplicar os resultados obtidos por Baettker (2015) e Baettker *et al.* (2017, *no prelo*) como dados de entrada nos modelos matemáticos propostos para perfis de amostragem temporal e espacial;
- Calibrar os modelos matemáticos propostos a partir de constantes cinéticas;
- Comparar os dados obtidos nos perfis temporais e espaciais e;
- Validar os modelos matemáticos propostos utilizando dados reportados na literatura técnico científico.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são abordados alguns fundamentos sobre filtros anaeróbios, processos de digestão anaeróbia e um breve conceito sobre o comportamento hidrodinâmico. Neste trabalho, a revisão bibliográfica será mais voltada para a modelagem matemática, incluindo aplicações de modelos matemáticos baseados em dados cinéticos e hidrodinâmicos com o intuito de adaptá-los para a modelagem de perfis de amostragem temporal e espacial.

3.1 Filtros anaeróbios

De acordo com Campos e Dias (1989) a partir da década de 60 houve um avanço em estudos voltados a processos anaeróbios com colaboração dos pesquisadores James Young e Perry McCarty. Tais autores desenvolveram filtros anaeróbios ascendentes destinados ao tratamento de efluentes sintéticos com diferentes concentrações de matéria orgânica, verificando-se uma remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) superior a 80% e TDH inferiores 24 h.

O filtro anaeróbio é considerado um reator caracterizado pelo emprego de material suporte inerte em seu interior que permite aderência da biomassa, formando um biofilme que contribui na degradação do substrato presente na água residuária. Devido a esta fixação ao meio suporte, o tempo médio de residência dos microrganismos é elevado, resultando em ótimo desempenho no sistema de tratamento (YOUNG e McCARTY, 1969).

De acordo com Chernicharo (2007) a biomassa retida no reator pode se apresentar em três formas distintas, como: uma fina camada de biofilme aderido à superfície do material suporte; biomassa dispersa retida nos interstícios do material suporte e; flocos ou grânulos retidos em um fundo falso, abaixo do material suporte.

O filtro anaeróbio é uma boa alternativa de tratamento por apresentar um sistema de operação simples, baixa sensibilidade à variação de pH e temperatura, pode ser submetido à aplicação de elevada carga orgânica e com diferentes tipos de substrato. Além disto, esta unidade de tratamento é estável na presença de

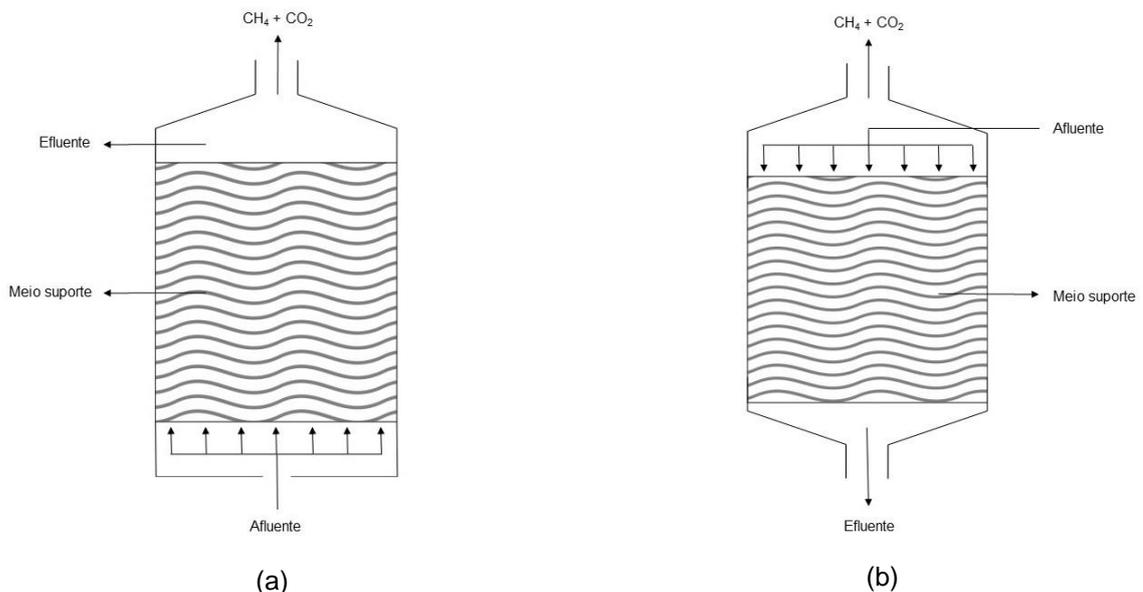
substâncias tóxicas, tais como gorduras, óleos e corantes (LEÓN-BECERRIL *et al.*, 2016).

Segundo van Haandel e Lettinga (1994) um dos problemas relacionados à aplicação de filtros anaeróbios em escala real está relacionado ao custo do meio suporte que dependendo do material escolhido pode equiparar ao custo da própria construção do reator.

Outra limitação de sua utilização decorre do risco de obstrução da camada de meio suporte por entupimento ou colmatação e pelo volume ser relativamente grande (CHERNICHARO, 2007).

Na Figura 1 são apresentadas configurações usuais de filtros anaeróbios, de fluxo ascendente e descendente.

Figura 1. Desenho esquemático de um filtro anaeróbio. a) fluxo ascendente; b) fluxo descendente.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

A confecção dos filtros anaeróbios utilizados como pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos deve respeitar os procedimentos descritos na Norma Brasileira NBR 13.969 (ABNT, 1997) intitulada “Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação”. Nesta norma são determinadas diversas configurações de

filtros anaeróbios, incluindo formas de distribuição dos esgotos, dimensões, bem como, meio suporte e TDH por faixa de vazão e temperatura.

Segundo Speece (1996) o meio suporte deve apresentar estrutura resistente, bem como, possuir características biológica e química como ser inerte, ter leveza, área específica e alta porosidade, permitir a colonização acelerada dos microrganismos, disponibilidade e baixo custo.

Dentre os tipos de materiais empregados como meio suporte podem ser citados blocos cerâmicos, anéis plásticos, pedra britada, borracha de pneu, dentre outros.

Na literatura são reportados vários trabalhos relacionados à utilização de filtros anaeróbios, preenchidos com diversos materiais como meio suporte, no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

Martinez *et al.* (2014) utilizaram dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente confeccionados em policloreto de vinila (PVC), compostos por uma câmara de mistura (0,3 L) para homogeneização de fluxo e um reator anaeróbio (4 L), separados por uma placa perfurada. Os filtros foram preenchidos com diferentes tipos de meio suporte (anéis plásticos de *Pall* e espuma expandida de poliuretano) e operados com TDH variável de 1,90 d a 3 d no tratamento de efluentes de matadouros em condições mesófilas (30 °C).

Os autores concluíram que os dois filtros, operando em condições mesófilas, foram mais eficientes que um sistema completamente misturado devido a uma maior retenção de bactérias e sólidos. Além disso, obtiveram uma eficiência de remoção de DQO equivalente a 60% e os melhores resultados foram observados no filtro anaeróbio contendo espuma expandida de poliuretano.

Silva (2014) avaliou o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente em fibra de vidro (93,5 L), preenchido com anéis plásticos de *Pall*, operado com TDH médio de 94,7 h e 63,1 h no tratamento de efluente de suinocultura.

De acordo com a autora, o sistema de tratamento apresentou uma eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) equivalente a 72% e valores de remoção de DQO total e filtrada de aproximadamente 67 e 71%, respectivamente. Quanto aos parâmetros de remoção de nitrogênio e fósforo, os valores obtidos foram de 33 e 24,2%, respectivamente. De modo geral, a autora

concluiu que o sistema de tratamento utilizado foi eficiente na remoção de matéria orgânica, confirmando sua viabilidade no controle de poluição hídrica.

Na literatura são encontrados outros trabalhos relacionados à utilização de filtros anaeróbios, preenchidos com diversos materiais como meio suporte, no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1. Aplicações do filtro anaeróbio com diferentes meios suportes e as principais características utilizadas por cada autor.

Tipo de Efluente	TDH (h)	Volume (L)	Meio Suporte	Eficiência média de remoção de DQO (%)	Eficiência média de remoção de DBO (%)	Referência
Sanitário (doméstico)	2,5	9	Rocha	-	67 a 82	Coulter <i>et al.</i> (1957)
Sintético	4,5 a 72	24,5	Pedras de quartzito	78 e 89	88 e 89	Young e McCarty (1969)
Indústria farmacêutica	12 a 48	14,25	Cascalho de quartzito liso	96	-	Jennett e Dennis (1975)
Doméstico	24	16,65	Material em PVC	73	78	Kobayashi <i>et al.</i> (1983)
Indústria de sorvete	24	4300	Anel de polipropileno	75	-	Monroy <i>et al.</i> (1994)
Sanitário	5,5	4	Esfera de vidro	60	-	Melidis <i>et al.</i> (2009)
Sanitário (doméstico)	24, 32, 40 e 48	4,6	Esferas plásticas e cavidades cilíndricas	40 a 86	-	Padilla-Gasca e López (2010)
Sanitário	12	500	Bambu	76	71	Tonetti <i>et al.</i> (2011)
Sintético	51	2,7	Espuma de poliuretano	74	-	Cruz <i>et al.</i> (2012)
Conserva de frutas sintética	576 e 1848	10	Cilindros de polietileno	80	-	Rajagopal <i>et al.</i> (2013)
Doméstico rural	24, 48 e 72	300	Filtro de tecido	67	-	Ladu e Lü (2014)
Sintético	4, 8 e 12	1,3	Carvão ativado, borracha de pneu e cerâmica de argila	94, 88 e 81	-	Baettker (2015)
Abatedouro bovino	24, 48 e 72	5	Esferas plásticas	84	88	Léon-Becerill <i>et al.</i> (2016)

De acordo com a Tabela 1 é possível observar que ao longo dos anos a aplicação de filtros anaeróbios no tratamento de efluentes tem demonstrado boa eficiência na remoção da matéria orgânica. Novos estudos têm sugerido a aplicação de diferentes meios suportes associados ao baixo custo do material e o reaproveitamento de resíduos sólidos, como alternativa de destinação final desses materiais.

Por ser um processo biológico, a atividade microbiana é considerada um fator relevante para o desempenho do filtro anaeróbio. Através do processo de digestão anaeróbia diferentes tipos de efluentes podem ser tratados.

3.2 Processo de digestão anaeróbia

Quando se trata de sistemas de tratamento biológico, o conhecimento sobre as etapas componentes do processo da digestão anaeróbia é fundamental, uma vez que, nestas etapas são verificadas velocidades de crescimento de microrganismos, decaimento bacteriano, degradação da matéria orgânica, formação de subprodutos, dentre outras reações fundamentais.

Incorporado aos processos de digestão anaeróbia, o estudo cinético é expresso numericamente por modelos matemáticos simples e complexos. Tais modelos possibilitam avaliar as velocidades destas reações, bem como, prever a qualidade do efluente tratado.

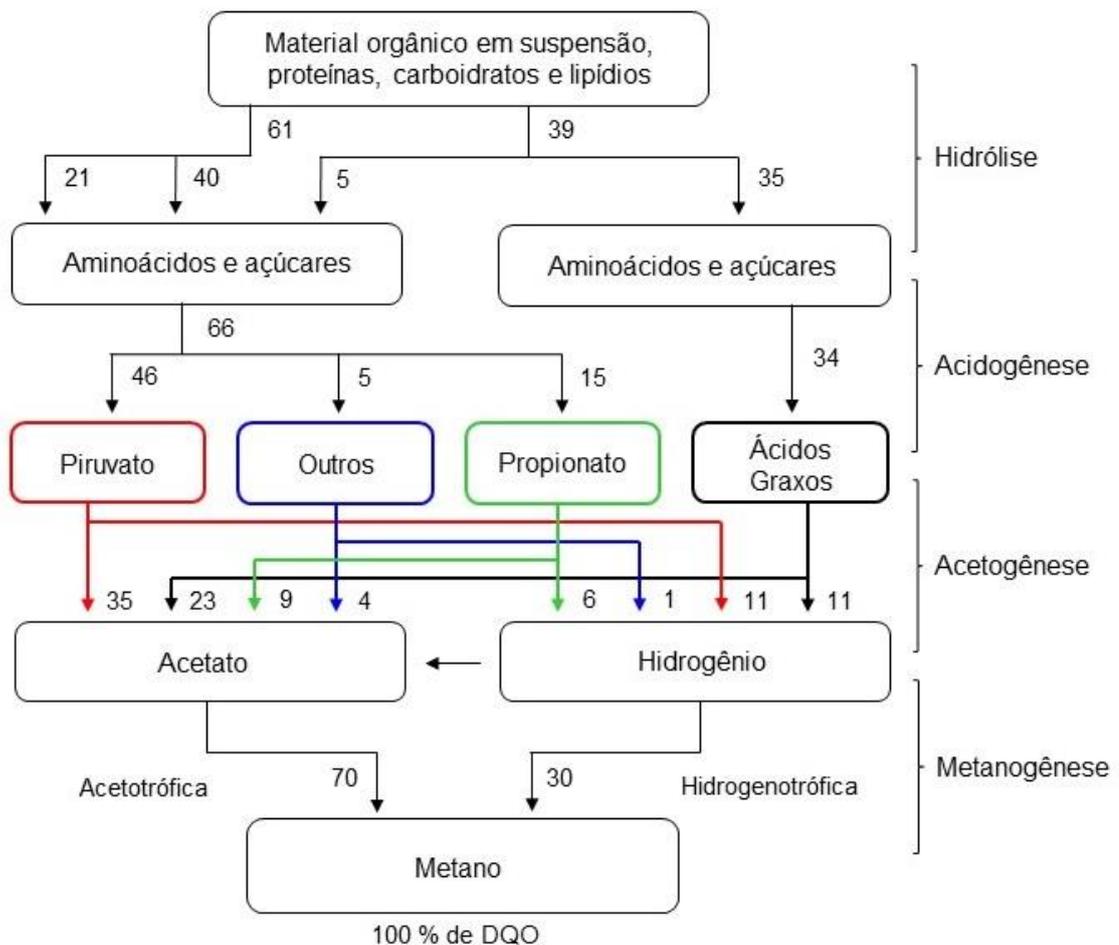
Historicamente, em meados da década de 70 acreditava-se que a conversão anaeróbia de compostos orgânicos degradáveis e particulados nos gases metano e dióxido de carbono compreendia três etapas: hidrólise, formação de ácido e produção de metano. Nesta época, um novo grupo de bactérias capazes de degradar ácidos graxos em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio havia sido descoberta (KASPAR e WUHRMANN, 1978).

Na década de 80 o processo de digestão anaeróbia era considerado um processo fermentativo de diversos tipos de resíduos, tendo como finalidade tratamento, produção do biogás e produção de biofertilizantes estáveis, ricos em nutrientes e com melhores condições sanitárias, quando comparado ao material não tratado (SOUZA, 1984).

Atualmente, sabe-se que a digestão anaeróbia ocorre em etapas sequenciais que dependem da atividade de microrganismos como bactérias fermentativas hidrolíticas, acidogênicas e acetogênicas (sintróficas) e as arqueias metanogênicas, nas quais cada grupo microbiano possui suas funções específicas. Os produtos finais da digestão anaeróbia são compostos inorgânicos, incluindo dióxido de carbono, amônia e metano, sendo este último com potencial para ser utilizado como fonte alternativa de energia (CHERNICHARO, 2007).

Basicamente, o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro etapas, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese como pode ser observado na Figura 2.

Figura 2. Fluxograma das etapas envolvidas no processo de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Lettinga e van Haandel (1994) e Campos (1999).
 Legenda: Os números referem-se as percentagens expressas em DQO.

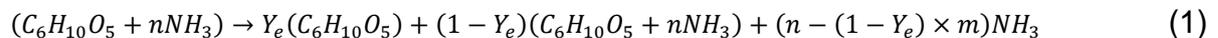
3.2.1 Hidrólise

De acordo com Ezebuio e Körner (2016) o processo de digestão anaeróbia inicia-se com a etapa da hidrólise, em que é realizada a conversão das partículas complexas em compostos dissolvidos mais simples como açúcares, álcoois, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa, por ação de enzimas extracelulares.

A hidrólise da matéria orgânica é um processo bastante lento influenciado por fatores como pH e tempo de residência celular que desempenham papel importante em relação à taxa de reação (HENZE e HARREMOËS, 1983).

Neste processo os lipídios são hidrolisados lentamente e por esse motivo pode ser considerada uma etapa limitante do processo de digestão anaeróbia devido à dificuldade na degradação substratos com alto teor de sólidos (KENNEDY e VAN DEN BERG, 1982; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; METCALF e EDDY, 2003).

A reação enzimática da hidrólise pode ser descrita como apresentado na Equação 1.



Em que:

Y_e é a eficiência enzimática;

n e m são os coeficientes da molécula.

Teixeira *et al.* (2008) avaliaram alterações nas taxas de conversão do material particulado do esgoto bruto doméstico, após unidade de pré-tratamento, utilizando dados de DQO em amostras brutas e filtradas, sólidos suspensos voláteis (SSV) como parâmetros para modelagem cinética da etapa da hidrólise.

De acordo com estes autores os valores das constantes cinéticas da hidrólise (k_h) podem ser diferentes devido ao tamanho da partícula, mesmo quando as condições do reator e o tipo de substrato são mantidos constantes. Segundo os autores quanto menor for a partícula da matéria orgânica, mais fácil a mesma será hidrolisada e maior será o valor da constante k_h .

Para descrever a hidrólise, os autores utilizaram a cinética de primeira ordem descrita por Batstone *et al.* (2002), considerando a taxa de reação diretamente

proporcional à concentração do substrato. À medida que a hidrólise ocorre, a velocidade da reação e a concentração do substrato diminuem.

Assim, os valores de constantes cinéticas da hidrólise obtidas pelos autores foram de $0,0492 \text{ d}^{-1}$ para amostras do esgoto bruto, $0,0472 \text{ d}^{-1}$ e $0,0470 \text{ d}^{-1}$ para amostras do esgoto bruto peneirado em malhas de 1 a 0,5 mm.

Outros valores de constante da hidrólise utilizando a cinética de primeira ordem foram reportados por Eliosov e Argaman (1995) e Ginestet *et al.* (2002) que verificaram valores de k_h de 0,16 a $0,20 \text{ d}^{-1}$ e 9 d^{-1} .

As bactérias hidrolíticas que participam nesta etapa são as do gênero *Clostridium* como as anaeróbias estritas e as do gênero *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Escherichia* como as facultativas (SILVA, 2014).

3.2.2 Acidogênese

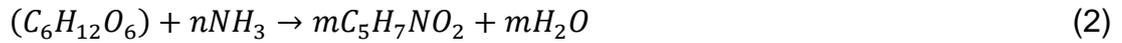
Após a hidrólise, inicia-se a etapa denominada acidogênese em que os compostos dissolvidos, gerados na etapa anterior, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas, e ao fim desta etapa, são excretadas como substâncias simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (ácido acético, propiônico e butírico), álcoois, ácido láctico e compostos minerais (CAMPOS, 1999).

Segundo Chernicharo (2007) a acidogênese é realizada por um vasto e diversificado grupo de bactérias fermentativas. As espécies usuais pertencem ao grupo *Clostridium*, que compreende as espécies anaeróbias que formam esporos capazes de sobreviver em ambientes adversos, e a família *Bacteroidaceae*, organismos comumente encontrados nos tratos digestivos, que participam da degradação do açúcar e dos aminoácidos.

Angelidaki *et al.* (1993) desenvolveram um modelo matemático baseado em um processo enzimático (hidrólise de matéria orgânica não dissolvida) e quatro grupos de bactérias: acidogênicas fermentando a glicose, acetogênicas degradando o propionato, acetogênicas degradando butirato e metanogênicas acetoclásticas. Neste modelo foi aplicada a cinética de crescimento de Monod baseando-se na taxa de crescimento da saturação dependente da temperatura ($\mu_{\text{máx}}(T)$), na constante de

saturação (K_s) e constante de inibição (K_i). Na etapa da acidogênese, os autores utilizaram os valores de $0,20 \text{ h}^{-1}$ para $\mu_{\text{máx}}(T)$ e $0,5 \text{ g L}^{-1}$.

A etapa da acidogênese pode ser descrita pela Equação 2.



Em que: n e m são os coeficientes da molécula.

De acordo com Silva (2014) as principais bactérias acidogênicas são *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Escherichia*, *Bacillus*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Ruminococcus*, *Bacteroides*, *Eubacterium*, *Desulfobacter* e *Micrococcus*.

3.2.3 Acetogênese

Segundo Silva (2014) nesta etapa ocorre modificação dos produtos formados na fermentação e são utilizados produtos intermediários solúveis, como propionato e butirato para a formação de acetato (CH_3COO^-), hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2).

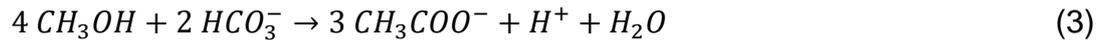
Conforme apresentado na Figura 2, a maior parte da DQO digerida (aproximadamente 70%) é convertida em ácido acético e o restante é convertida em hidrogênio.

Na etapa da fermentação acetogênica, a conversão do substrato em acetato deve ser rápida para que a produção de energia na forma de metano seja economicamente viável. Não havendo essa conversão, conseqüentemente não há metanogênese e ocorre acúmulo dos produtos da hidrólise e da fermentação ácida no reator (GHOSH, 1981; FORESTI *et al.*, 1999).

Angelidaki *et al.* (1993) adotaram valores de taxa de crescimento da saturação dependente da temperatura ($\mu_{\text{máx}}(T)$), na constante de saturação (K_s) e constante de inibição (K_i) equivalentes a $0,022 \text{ h}^{-1}$, $0,259 \text{ g L}^{-1}$ e $0,96 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente, para as bactérias acetogênicas degradando o propionato e

0,028 h⁻¹, 0,176 g L⁻¹ em 0,72 g L⁻¹, respectivamente, para as bactérias acetogênicas degradando o butirato.

Nesta etapa as bactérias acetogênicas atuantes são *Syntrophomonas wolfei* e a *Syntrophobacter wolinii*. De acordo com Lettinga (1995) estes organismos produzem acetato de acordo com a Equação 3.



3.2.4 Metanogênese

A metanogênese é considerada a etapa final do processo global de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, realizada pelas arqueias metanogênicas, classificadas no domínio *Archaea*. Além disso, esta etapa pode ser considerada uma forma de respiração anaeróbia, onde o gás carbônico é o aceptor de elétrons. Ecologicamente, as arqueias metanogênicas desempenham papel vital em ambientes anaeróbios por removerem o excesso de hidrogênio e produtos da fermentação (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Campos (1999) a metanogênese pode ser dividida em duas reações catabólicas: a acetotrófica e a hidrogenotrófica. De modo geral, as arqueias que produzem o metano a partir do hidrogênio crescem mais rapidamente quando comparadas com aquelas que utilizam o ácido acético. Assim, as arqueias metanogênicas acetotróficas são capazes de limitar a velocidade de conversão do material orgânico complexo.

Nas Equações 4 e 5 são descritas as reações catabólicas da metanogênese acetotrófica e hidrogenotrófica, respectivamente.



Kaspar e Wuhrmann (1978) determinaram a cinética de degradação do acetato (k_{sAc}) e do hidrogênio (k_{sH_2}) durante a reação da metanogênese em um

biodigestor (7 L) no tratamento de esgoto sanitário (de origem doméstica). Os autores observaram valores de k_s de $0,32 \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ na degradação do acetato e de $0,105 \text{ atm}$ no consumo do hidrogênio.

Considerando que o presente modelo matemático simplificado abrange conhecimentos sobre o processo de digestão anaeróbia e aplicação de dados da hidrodinâmica do filtro anaeróbio torna-se fundamental a compreensão sobre o comportamento hidrodinâmico.

3.3 Comportamento hidrodinâmico

O desenvolvimento do estudo hidrodinâmico possibilita detecção de anomalias no escoamento do fluido no interior de reatores, tais como zonas mortas, caminhos preferenciais e recirculação interna, que podem prejudicar a eficiência destas unidades no tratamento de águas residuárias devido à diminuição de seu volume útil e do tempo de detenção hidráulica (CARVALHO *et al.*, 2008; PASSIG e BLUNDI, 1999; SALGADO, 2008).

A hidrodinâmica dos reatores anaeróbios tem papel importante porque pode influenciar na velocidade das reações biológicas, por meio de alterações na taxa de transferência de massa e a distribuição das reações ao longo do reator. Como consequência da distribuição da biomassa e do encadeamento das reações bioquímicas, diferentes regiões do reator apresentam composições diferentes, em função do tipo de escoamento imposto (CARVALHO *et al.*, 2008; LEVENSPIEL, 2000).

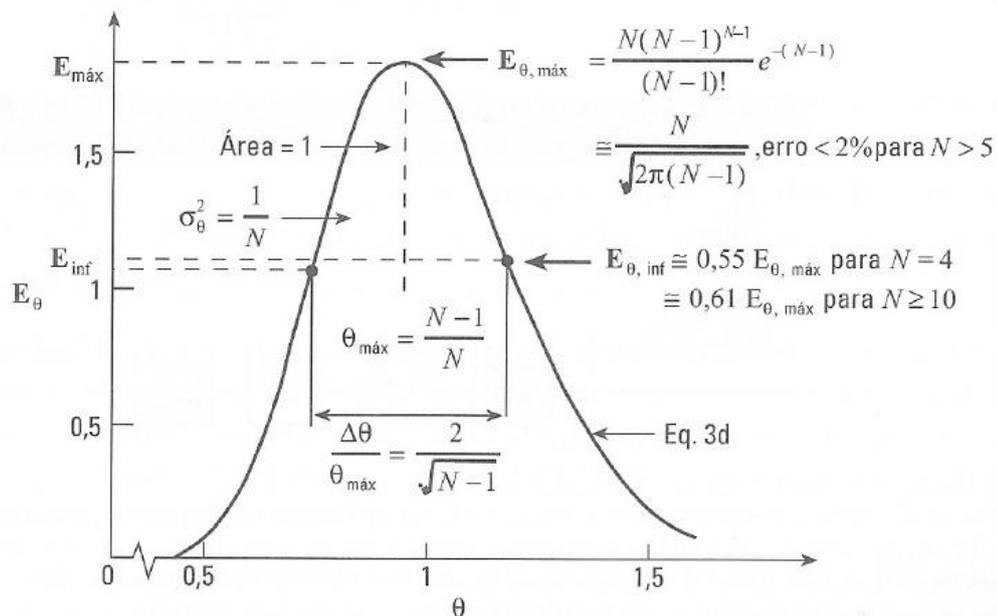
Torna-se fundamental conhecer o comportamento hidrodinâmico dos reatores, uma vez que esta técnica permite o aperfeiçoamento dos processos neles envolvidos, permitindo detecção de falhas durante sua operação (DANTAS *et al.*, 2000; HANISCH e PIRES, 1996).

Uma das maneiras para realização dos ensaios hidrodinâmicos, é a utilização da técnica experimental de estímulo-resposta que consiste em injetar um traçador inerte na entrada do reator e coletar amostras do efluente em intervalos de tempo determinados para verificar possíveis problemas no escoamento (DANCKWERTS, 1953; LEVENSPIEL, 2000).

O traçador pode ser inserido ao sistema por aplicação instantânea (pulso) que consiste em adicionar pequeno volume da solução do traçador na entrada da unidade, passando-se a medir sua concentração na saída. Outra técnica é aplicação contínua (degrau) que consiste em alimentar a unidade durante um período de tempo equivalente a pelo menos três vezes maior que o tempo de detenção hidráulica, com o afluyente contendo concentração conhecida do traçador, medindo-se sua concentração na saída a partir do início do ensaio (LEVENSPIEL, 2000; CASTRO, 2010).

Segundo Capela *et al.* (2009) os testes com traçadores são ferramentas valiosas para determinar a hidrodinâmica de um sistema e um método eficaz para determinação da distribuição de tempos de residência (DTR). A curva de DTR é definida como o intervalo de tempo compreendido na distribuição de uma partícula que entra e sai do sistema. Ao analisar esta curva de DTR, o comportamento hidrodinâmico do tanque pode ser caracterizado (Figura 3).

Figura 3. Propriedades da curva de DTR para o modelo de tanques em série.



Fonte: Levenspiel (2000).

Alguns trabalhos têm sido reportados sobre o estudo hidrodinâmico de reatores utilizando diferentes tipos de traçadores (Tabela 2).

Tabela 2. Estudos voltados para o comportamento hidrodinâmico e as principais características.

Reator	Volume (L)	TDH (H)	Traçador	Número de Dispersão		N-CSTR	Referência
				Pequena Dispersão	Grande Dispersão		
Anaeróbio compartimentado (RAC)	92,4	24, 36, 48	Lítio	0,038 a 0,108 (axial)		4	Sarathai <i>et al.</i> (2010)
Anaeróbio de leito fixo (RALF)	5	24	Rodamina B	0,489 (axial)		1,44 a 8,89	Méndez-Romero <i>et al.</i> (2011)
Filtro anaeróbio (FA)	1	4,5 a 9	Cloreto de sódio	-	-	2,55 a 8,77	Zeng <i>et al.</i> (2013)
<i>Internal Loop Airlift Bioparticle</i> (ILAB)	24	4, 6, 12	Fluoreto de sódio	-	-	1,88	Abbas <i>et al.</i> (2015)
Anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA)	518	3, 4, 5, 8 10	Cloreto de lítio	0,153 a 0,351	0,249 a 5	1 a 5	Montiel <i>et al.</i> (2016)
Anaeróbio de leito granular expandido (RALEx)	3,04	12	Dextrano azul	0,231 a 0,362	0,146 a 0,201	1,38 a 2,16	Pérez-Peréz <i>et al.</i> (2016)

Legenda: (-) corresponde aos valores não informados pelos autores.

3.4 Modelagem matemática

Segundo Batstone *et al.* (2002), a modelagem matemática aplicada no tratamento de águas residuárias é um campo evoluído de pesquisa e aplicação, com forte empenho na padronização da estrutura do modelo e seus parâmetros. No entanto, o processo de digestão anaeróbia é um dos únicos processos biológicos que geralmente não utilizam um modelo cinético não linear em projetos.

Inicialmente as primeiras tentativas de modelagem da digestão anaeróbia levaram a modelos que descreviam apenas o fator limitante. No entanto, diante de uma ampla variedade de condições operacionais, percebeu-se que o fator limitante nem sempre era o mesmo, o qual poderia variar de acordo com características das águas residuárias, carga hidráulica e orgânica, temperatura, pH, dentre outros (SPEECE, 1983).

Graef e Andrews (1974) apresentaram um dos primeiros modelos dinâmicos sobre o processo de digestão anaeróbia em um digestor de fluxo contínuo, considerando uma região de mistura completa e um separador trifásico. Os autores incluíram equações das interações entre as fases gasosa, líquida e a sólida e cinética de inibição para a taxa de crescimento dos microrganismos. Além disso, as conversões de ácidos graxos de cadeia curta em biogás foram consideradas como fator limitante no processo.

De acordo com este modelo matemático desenvolvido com base na cinética de Monod, esperava-se que o digestor falhasse sempre que ocorresse aumento na concentração dos ácidos graxos. Assim, provocaria redução no pH e aumento na concentração do ácido acético não dissociado, resultando em uma diminuição na taxa de crescimento da população metanogênica.

Bryers (1985) desenvolveu um protocolo estequiométrico geral aplicável a sistema de reações biológicas múltiplas baseado na massa unitária da DQO teórica do substrato. Para isto, o autor propôs um modelo estruturado baseado em uma sequência específica da digestão anaeróbia, considerando dinâmica populacional de cultura mista, composição dos microrganismos e/ou esquemas de reações múltiplas em função das condições ambientais.

De acordo com os autores, os valores das constantes adotadas foram de 0,003 a 0,025 h⁻¹ para as taxas de crescimento máximo ($\mu_{\text{máx}}$), 0,014 a

0,036 gSSV gDQO⁻¹ para os coeficientes de conversão de substrato, 6×10^{-4} a $0,8 \text{ g L}^{-1}$ para as constantes de saturação e $1,25 \times 10^{-4}$ a $1,04 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$ para as constantes de decaimento bacteriano. Ainda, os autores concluíram que o modelo estruturado foi capaz de descrever com mais detalhes a resposta dinâmica dos sistemas microbianos quando comparados aos modelos não estruturados. Bolle *et al.* (1986) desenvolveram um modelo matemático que considerava o reator dividido em 3 compartimentos, no qual o leito e a manta de lodo eram perfeitamente misturados em relação à fase líquida e o sedimentador interno foi descrito por uma região de fluxo pistonado. Neste modelo a cinética de conversão de ácidos graxos em dióxido de carbono e metano foram descritas pelo modelo de Andrews.

Os autores concluíram que o modelo foi capaz de prever variáveis observáveis e não observáveis ou difíceis de serem observadas como a altura do leito do lodo, concentração do lodo no manto, fluxo de curtos-circuitos sobre o leito e a manta, eficiência, pH, carga de DQO e fluxo do afluente.

Moletta *et al.* (1986) apresentaram um modelo de digestão anaeróbia considerando as etapas acidogênese por bactérias que convertiam a glicose em acetado e a metanogênese por arqueias que convertiam o acetato em metano e dióxido de carbono. Além disso, os autores avaliaram o modelo considerando tratamento de águas residuárias de branqueamento de ervilha e substrato sintético contendo sacarose e ácido orgânico. Os autores concluíram que o modelo foi capaz de simular a produção do metano e ácido orgânico em condições físico-químicas bem diferentes.

Torre e Stephanopoulos (1986) desenvolveram um modelo matemático que engloba as etapas da hidrólise de sólidos orgânicos, acetogênese e metanogênese. Além disto, os autores agrupam os microrganismos presentes no digestor de acordo com a função que cada uma realiza e as interações entre as populações.

Os autores utilizaram valores de resultados de alguns parâmetros retirados da literatura e outros valores partindo de estimativas. Mesmo assim, estes afirmaram que o modelo desenvolvido era suficiente para avaliar o desempenho e permitia a análise da estabilidade do digestor anaeróbio.

No Quadro 1 são descritas as principais características incluindo o processo envolvido, o modelo cinético adotado, fator de inibição e tipo de efluente adequado para a aplicação dos modelos matemáticos anteriormente citados e demais autores.

Quadro 1. Resumo das principais características dos primeiros modelos matemáticos reportados na literatura.

Referência	Processo	Modelo cinético	Fator de inibição	Tipo de efluente adequado para digestão anaeróbia
Graef e Andrews (1974)	Metanogênese	Andrews	Ácidos graxos voláteis ou um inibidor externo	Matéria orgânica solúvel
	Hidrólise		Ácidos graxos voláteis	
Hill e Barth (1977)	Acidogênese	Andrews	Ácidos graxos voláteis	Resíduo animal
	Metanogênese		NH ₃	
	Acidogênese		Pressão parcial de H ₂	
Mosey (1983)	Acetogênese	Monod	Pressão parcial de H ₂	Glicose
	Metanogênese		Pressão parcial de H ₂	
	Hidrólise		Primeira ordem	
Bryers (1985)	Acidogênese	Andrews	-	Partícula orgânica biodegradável
	Acetogênese		-	
	Metanogênese		-	
	Acetogênese		Monod	
Metanogênese	Monod	Acetato		
Costello <i>et al.</i> (1991)	Acidogênese	Monod	Pressão parcial de H ₂ e pH	Carboidratos solúveis
	Acetogênese	Monod	Pressão parcial de H ₂ e pH	
	Metanogênese	Monod	pH	

Fonte: Adaptado de Lyberatos e Skiadas (1999).

A modelagem matemática de processos de digestão anaeróbia apresentou crescente expansão nos últimos 30 anos, envolvendo reações bioquímicas complexas, equações de balanço de massa, cinética, dentre outros fatores.

Uma característica dos modelos de degradação anaeróbia é a consideração de diferentes grupos genéricos de espécies de microrganismos usadas para descrever a conversão do substrato bruto aos produtos finais do metano e dióxido de carbono. À medida que a necessidade de modelar aspectos mais complexos do processo de degradação anaeróbia aumentou, foram desenvolvidos modelos com grupos tróficos adicionais de microrganismos (COSTELLO *et al.*, 1991).

De acordo com Batstone *et al.* (2002) os modelos matemáticos são utilizados para prever e representar possíveis situações que poderão ocorrer na prática. Estes são desenvolvidos para aprimorar o conhecimento sobre fenômenos que podem surgir, e conseqüentemente, auxiliar na resolução dos problemas.

Além disso, a importância da aplicação da modelagem deve-se ao fato de descrever as características dinâmicas do sistema, proporcionando conceitos e permitindo possíveis respostas, previsões ou comparações de alternativas, para propiciar melhor controle e otimização dos sistemas de tratamento (CHRISTOFOLLETTI, 2004).

De acordo com Lauwers *et al.* (2013) a modelagem matemática de processos de digestão anaeróbia pode ser descrita em seis etapas de procedimento:

- Etapa I: corresponde à seleção do modelo baseado em precisão e complexidade do modelo que depende da quantidade de variáveis e parâmetros;
- Etapa II: é a seleção de parâmetros para calibração;
- Etapa III da modelagem é a coleção de dados experimentais medidos em quantificações temporais e espaciais;
- Etapa IV: corresponde à estimação de parâmetros utilizando funções como mínimos quadrados, módulo mínimo ou máxima verossimilhança;
- Etapa V: é função da estimativa de precisão expressa pela matriz de covariância das medidas e pela sensibilidade determinada previamente.

Por fim, o modelo resultante deve ser submetido a um procedimento de validação, tanto da calibração quanto de dados obtidos de forma independente na sexta etapa.

Além das etapas de procedimentos na modelagem matemática, existem alguns elementos essenciais que devem ser considerados em um processo anaeróbio. Segundo Batstone (2006) os principais elementos são: balanço de massa, cinética, componentes físico-químicos que incluem o cálculo do fluxo de gás e equilíbrio ácido-base, estrutura bioquímica que inclui as taxas limitantes de cada etapa do processo de digestão anaeróbia.

No entanto, quando se trata de tratamento biológico, a cinética dos microrganismos e o desenvolvimento dos modelos matemáticos podem ser afetados por fatores como composição do efluente, interação entre a biomassa e o meio, temperatura, pH, adaptação e heterogeneidade dos microrganismos celulares presentes, dentre outros fatores (FORESTI *et al.*, 1999).

Dentre os principais modelos matemáticos já desenvolvidos, o modelo ADM1 proposto por Batstone *et al.* (2002) é um dos modelos matemáticos de digestão anaeróbia mais conhecido atualmente. Segundo os autores, os benefícios do modelo incluem aplicação crescente do modelo para projeto, operação e otimização de estações de tratamento, permite uma base comum para desenvolvimento de novos modelos e validações, possibilitando a comparação dos mesmos, desenvolvimento de trabalhos no processo de otimização e controle, com o objetivo de implementação direta em planta de escala plena e auxílio na transferência de tecnologia entre a pesquisa e a indústria.

De acordo com Barrera *et al.* (2015) o modelo ADM1 tem sido amplamente utilizado desde seu lançamento pela *International Water Association* (IWA). Este modelo consiste em etapas múltiplas para descrever processos bioquímicos, incluindo hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, além de reações físico-químicas, como transferência de líquido-gás e equilíbrio iônico na digestão anaeróbia.

De acordo com Carvalho (2006), alguns modelos matemáticos incorporam as características hidrodinâmicas do sistema, enquanto outros tem como objetivo apenas a descrição de fenômenos da digestão anaeróbia.

3.4.1 Aplicação da modelagem matemática com base em dados cinéticos

Na literatura são reportados diferentes tipos de modelo matemático considerando parâmetros cinéticos para prever a eficiência do reator, produção de biogás, velocidade de reações, dentre outras reações.

Contrera *et al.* (2014) avaliaram a cinética do tratamento anaeróbio de lixiviados de aterro em um reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada em espuma de poliuretano (ASBBR – *Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor*) em escala piloto.

Segundo estes autores, o reator tipo ASBBR apresentou eficiência acima de 70% na remoção de DQO com concentração no afluente variável de 4825 mg L⁻¹ a 12.330 mg L⁻¹. Para avaliar a cinética do tratamento do lixiviado em aterro, os autores realizaram perfis de amostragem temporal da DQO em amostras filtradas e ajustaram os dados experimentais ao modelo cinético de primeira ordem para consumo do substrato. Os autores obtiveram constante cinética (k_1) média de $4,40 \cdot 10^{-5}$ L mgSVT⁻¹ corrigida para 25 °C e verificaram ajuste adequado dos resultados experimentais ao modelo cinético de primeira ordem no tratamento anaeróbio do lixiviado do aterro no reator tipo AnSBBR.

Enitan *et al.* (2015) analisaram a produção de biogás em um reator tipo UASB aplicando o modelo modificado de geração de metano (MMGM - *Modified Methane Generation Model*) no software MATLAB® versão R2010a. De acordo com os autores, o modelo matemático foi desenvolvido com base nos princípios de balanço de massa para prever e aumentar a taxa de produção de metano em um reator tipo UASB na fermentação anaeróbia de efluente de cervejaria.

De acordo com estes autores os resultados indicaram que a composição das águas residuárias e as condições operacionais do reator influenciaram fortemente na cinética do processo de digestão. Na simulação do processo utilizando o modelo para prever o efeito da taxa de carga orgânica e temperatura, os autores verificaram produção ótima de metano a 29 °C e 8,26 gDQO L⁻¹ d⁻¹, ou seja, a taxa de produção de metano aumentou de 0,29 para 1,46 LCH₄ gDQO⁻¹, quando a taxa de carga orgânica foi aumentada de 2,0 para 8,26 gDQO L⁻¹ d⁻¹.

Bagheri *et al.* (2015) desenvolveram um modelo matemático usando um algoritmo baseado em uma rede neural artificial com funções de base radiais

(RBFANN) e perceptron de multicamadas (MLPANN) aplicado à um reator em batelada sequencial e executadas no MATLAB. Os dados aplicados nesse modelo foram efeito de concentração do afluente, tempo de enchimento, tempo de reação, intensidade de aeração, tempo de residência do lodo e concentrações de sólidos suspensos voláteis no meio líquido. No efluente foram analisadas as concentrações de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total e nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+).

Os autores concluíram que as eficiências de remoção ótimas seriam obtidas no tempo de enchimento de uma hora, tempo de reação de 6 h, vazão de aeração de $0,88 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ e tempo de residência do lodo de 30 dias. As eficiências de remoção de SST, fósforo total, DQO e N-NH_4^+ foram de 86%, 79%, 94% e 93%, respectivamente. Os resultados indicaram uma combinação quase perfeita entre o efluente experimental e o simulado em relação aos parâmetros analisados. Além disso, os resultados indicaram que, com baixos valores experimentais de dados de entrada, o modelo MLPANN foi mais preciso, comparado ao modelo RBFANN, devido ao seu maior coeficiente de determinação (R^2) e aos valores de erros de quadrado de raiz (RMSE) mais baixos.

Li *et al.* (2016) avaliaram um modelo matemático para prever ácidos graxos voláteis, demanda química de oxigênio (DQO) e biogás em um reator anaeróbio compartimentado com quatro compartimentos com Tempo de Detenção Hidráulica variável de 24, 31,2, 40,8 e 48 h tratando esgotos sanitários. As simulações de transferências de gases (CH_4 , CO_2 e H_2) foram integradas no processo bioquímico derivado do ADM1. O modelo matemático proposto foi implementado no *software* AQUASIM.

Segundo os autores os ácidos graxos voláteis, DQO e biogás previstos no modelo estavam coerentes com os dados experimentais e concluíram que o modelo desenvolvido foi uma ferramenta confiável para melhorar a compreensão entre os mecanismos da digestão anaeróbia em reatores anaeróbios compartimentados, bem como, para concepção e operação do reator.

Na Tabela 3 são apresentados os dados físico-químicos de trabalhos reportados na literatura.

Tabela 3. Resumo detalhado dos parâmetros físico-químicos e cinéticos de alguns estudos reportados na literatura.

Referência	Tipo de reator	Volume (L)	TDH (h)	Efluente	Parâmetros físico-químicos	Valores	Parâmetros cinéticos	Valores	R
Padilla-Gasca e López (2010)	Filtro anaeróbio	4,6	24 32 40 48	Abatedouro	DQO (mg L ⁻¹)	867,3 a 3249,5	K ₁	0,7 a 14,1	0,58 a 0,82
					Taxa de Carregamento orgânico (kg m ³ d ⁻¹)	3,1 a 6,2	K _B	5,09 a 120,88	
					pH	7,2 a 7,5	K _S	0,9 a 15,72	
					Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	1718 a 2035	U _{máx}	5,22 a 99,01	
Li <i>et al.</i> (2016)	Reator anaeróbio compartimentado	28,4	24 31,2 40,8 48	Sanitário	Remoção de DQO (%)	1,3 a 66,1	K _{LaCH₄}	0,041	0,97
					pH	6,5 a 7,4	K _{LaCO₂}	0,046	
					Ácidos graxos voláteis (g L ⁻¹)	0,004 a 1,314 (acetato) 0 a 0,552 (propionato) 0 a 0,336 (butirato)	K _{LaH₂}	0,071	
					Produção de biogás (L d ⁻¹)	0,3 a 1,1 (H ₂) 0,7 a 15,7 (CH ₄) 0,8 a 14,9 (CO ₂)			

Legenda: K_{LaCH₄} é o coeficiente de transferência de gás-liquido de CH₄ (h⁻¹); K_{LaCO₂} é o coeficiente de transferência de gás-liquido de CO₂ (h⁻¹); K_{LaH₂} é o coeficiente de transferência de gás-liquido de H₂ (h⁻¹); U_{máx} é a taxa de remoção máxima do substrato (mg L⁻¹ d⁻¹); K_B é constante de saturação (g L⁻¹ d⁻¹); K_S é a constante da taxa de remoção do substrato (g L⁻¹ d⁻¹).

3.4.2 Aplicação da modelagem matemática com base em dados hidrodinâmicos

Na literatura é possível encontrar diversos trabalhos envolvendo a modelagem matemática com base em dados hidrodinâmicos.

Carvalho (2006) desenvolveu e validou um modelo matemático simplificado (MMS) baseado no modelo hidrodinâmico de reatores de mistura completa em série, no modelo cinético de 1ª ordem para consumo de substrato e para crescimento da biomassa e equacionamentos empíricos. Os dados foram obtidos com base no estudo hidrodinâmico de um reator UASB (160 L) aplicado no tratamento de esgotos sanitários e submetido à aplicação de variações senoidais cíclicas de cargas orgânica e hidráulica de 40% e 60%.

Ao comparar as faixas de DQO simulado com o valor de DQO experimental, a autora observou diferença de 37% para a vazão afluente constante, 59% e 56% para as variações senoidais de 40% e 60%, respectivamente. Os valores da constante cinética de 1ª ordem obtidos variaram de 0,61 a 0,63 h⁻¹ quando o reator foi operado com vazão constante 18,2 L h⁻¹. Ao variar a vazão afluente para 40% e 60%, a autora observou uma redução nos valores de k_1 , resultando em valores iguais a 0,52 h⁻¹ e 0,22 h⁻¹, respectivamente. No entanto, o modelo apresentou limitações devido ao arraste de sólidos no efluente, principalmente quando foram aplicadas as variações da vazão afluente.

Hinken *et al.* (2014) aplicaram a modelagem matemática em dois reatores tipo UASB aplicados no tratamento de efluente de uma indústria de amido de trigo. Os reatores eram submetidos a variação de carga orgânica com adição de substratos sintéticos como glicose, acetato, celulose, butirato e propionato para observar o impacto que esta mudança de carga poderia ocasionar no rendimento de gás e na qualidade do efluente. Os testes hidrodinâmicos eram realizados com cloreto de sódio (NaCl) como traçador e as simulações foram baseadas no MATLAB®/Simulink™ e no ADM1.

Os autores verificaram eficiências de remoção de DQO de 97,6% e 96,6% para taxa de carregamento aplicada de 0,17 kgDQO kgSSV⁻¹ d⁻¹ no reator 1 e de 0,13 kgDQO kgSSV⁻¹ d⁻¹ no reator 2. Para os testes de carga de orgânica, a taxa de carga do lodo foi até 7 kgDQO kgSSV⁻¹ d⁻¹ por um período de 0,5 h, o que levou ao

aumento da produção de metano. Além disso, os autores notaram maiores taxas de carregamento volumétrico e menores teores de metano no biogás.

Chen *et al.* (2015) criaram um modelo matemático de dispersão baseado no modelo ADM1 considerando o comportamento dinâmico, hidrodinâmico e análise de sensibilidade de um reator tipo UASB (2,9 L) tratando efluente sintético. A análise hidrodinâmica foi realizada utilizando cloreto de lítio (LiCl) como traçador e houve aplicação de choques de carga orgânica de 4,95 gDQO L⁻¹, 9,9 gDQO L⁻¹, 19,8 gDQO L⁻¹, 15 gDQO L⁻¹, 25 gDQO L⁻¹ e 30 gDQO L⁻¹ para a calibração e validação do modelo desenvolvido.

De acordo com os autores, com base na aplicação de traçadores foi possível obter valores de número de tanques em série igual a 2,44. O padrão de fluxo observado durante os testes ficou entre o fluxo de mistura e fluxo pistonado. Quanto ao teste de sensibilidade, os autores verificaram que ocorreu uma mudança nos parâmetros cinéticos quando aplicado o choque de carga orgânica. Os valores obtidos foram 15 e 13 gDQO L⁻¹ d⁻¹ para Km_{pro} (propionato), 12 e 10 gDQO L⁻¹ d⁻¹ para Km_{ac} (acetato) na condição estável e 8,6 e 7 gDQO L⁻¹ d⁻¹ para Km_{pro}, 8,8 e 7,35 para Km_{ac} com aplicação de choque de carga orgânica.

Por fim, os autores concluíram que apesar do modelo matemático de dispersão baseado no ADM1 demorar cerca de 30 minutos para atingir o resultado final, conseguiu prever a hidrodinâmica do reator em diferentes alturas que podem ser úteis como alerta para possíveis anomalias no reator.

Cezano (2016) desenvolveu um modelo matemático simplificado em reatores tipo UASB (250 L) tratando efluente de indústria têxtil. Para este modelo, a autora considerou 4 compartimentos de mistura completa, cinética de 1^a ordem para consumo de matéria orgânica e remoção de cor. A autora utilizou o método numérico de Runge-Kutta de 4^a ordem no *software* MATLAB[®] versão R2013a.

Segundo a autora, os valores dos coeficientes cinéticos de 1^a ordem obtidos para a remoção de DQO foram de 0,029 h⁻¹, 0,058 h⁻¹ e 0,062 h⁻¹ e para remoção de cor foram de 0,013 h⁻¹ e 0,035 h⁻¹. Além disto, a autora concluiu que a adaptação realizada aos conjuntos de equações cinéticas para representar a remoção de matéria orgânica resultou em coeficientes de correlação (R) entre os dados experimentais e o modelo desenvolvido. Os coeficientes de correlação encontrados pela autora foram de 0,31 e 0,17 para remoção de DQO, 0,30 e 0,44 para remoção de cor.

Odriozola *et al.* (2016) validaram um modelo cinético dinâmico para reatores anaeróbios de fluxo ascendente e lodo granular capazes de prever o desenvolvimento do grânulo (tamanho e composição) e o desempenho do reator. No modelo foi acoplado o modelo de digestão anaeróbia n.º1 (ADM1) adaptado com a hidrodinâmica do reator e os processos de transferência de massa dentro do grânulo para componentes solúveis e particulados. A implementação do modelo foi realizada no *software* MATLAB® versão R2015a.

Neste trabalho, os valores das constantes utilizadas para o desenvolvimento do modelo foram de 0,006 a 0,083 h⁻¹ para os coeficientes de taxa de reação de primeira ordem (K_i), 0,25 a 2,08 h⁻¹ para as taxas de absorção específica máxima de Monod ($K_{m,i}$), 7,41 h⁻¹ para o coeficiente de transferência líquido-gás (K_{La}) e 0,004 h⁻¹ para os coeficientes de decaimento (K_d).

De acordo com os autores as simulações previam com precisão a taxa de produção de metano e a distribuição do tamanho granular de um reator de leito de lodo granular expandido em escala de bancada que tratava águas residuárias sintéticas à base de sacarose. Além disso, os autores afirmam que a implementação do modelo foi realizada com sucesso.

Mais detalhes sobre os parâmetros cinéticos utilizados nos modelos citados anteriormente e dados de outros trabalhos reportados na literatura são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resumo dos parâmetros operacionais, cinéticos e hidrodinâmicos aplicados à modelagem matemática encontrados na literatura.

Referência	Parâmetros operacionais				Parâmetros cinéticos				Parâmetro Hidrodinâmico
	Tipo de reator	Volume (L)	TDH (h)	Efluente	Modelo Cinético	Variáveis	Valores	R	N-CSTR
Carvalho (2006)	UASB	160	10	Sanitário	1ª ordem	K_s K_1 C_s Y	82 0,22 a 0,63 0,8 0,15	0,862 a 1	4
Sponza e Uluköy (2008)	UASB	2,5	2, 3, 5, 8, 10 e 20	Sintético (Diclorofenol)	2ª ordem	$\mu_{m\acute{a}x}$ Monod K_d K_s Y K_2 a b Stover Kincannon K_B $U_{m\acute{a}x}$	0,213 0,093 560 0,78 0,26 0,0291 0,0113 34657 7501	0,942 a 0,982	3 e 4
Ghaniyari-Benis <i>et al.</i> (2010)	Reator anaeróbio compartimentado híbrido	54	8 e 16	Sintético (Sanitário)	N-CSTR	K K_s	0,6 0,7	0,999	1, 2 e 3
Cezano (2016)	UASB	250	12, 14 e 16	Têxtil	1ª ordem	K_1 K_d C_s Y	0,7 a 1,5 0,002 0, 0,4 e 0,8 0,0125	0,17 a 0,82	4

Legenda: K_s é a constante de meia saturação para o substrato (mgDQO L^{-1}) e coeficiente de velocidade média (mgDQO L^{-1}); K_1 é a constante cinética de 1ª ordem (h^{-1} ou d^{-1}); C_s é o Coeficiente de retorno do lodo; Y é o coeficiente de conversão do substrato em biomassa (mgSSV mgDQO^{-1}); K_d é a constante de decaimento microbiano (d^{-1}); K_B é a constante de saturação ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$); $U_{m\acute{a}x}$ é a taxa constante de remoção do substrato de 2ª ordem ($\text{mgDQO L}^{-1} \text{mgSS}^{-1} \text{d}^{-1}$); K_2 é a constante cinética de 2ª ordem (d^{-1}); $\mu_{m\acute{a}x}$ é a taxa de crescimento específico máximo ($\text{mgSS mgDQO}^{-1} \text{d}^{-1}$).

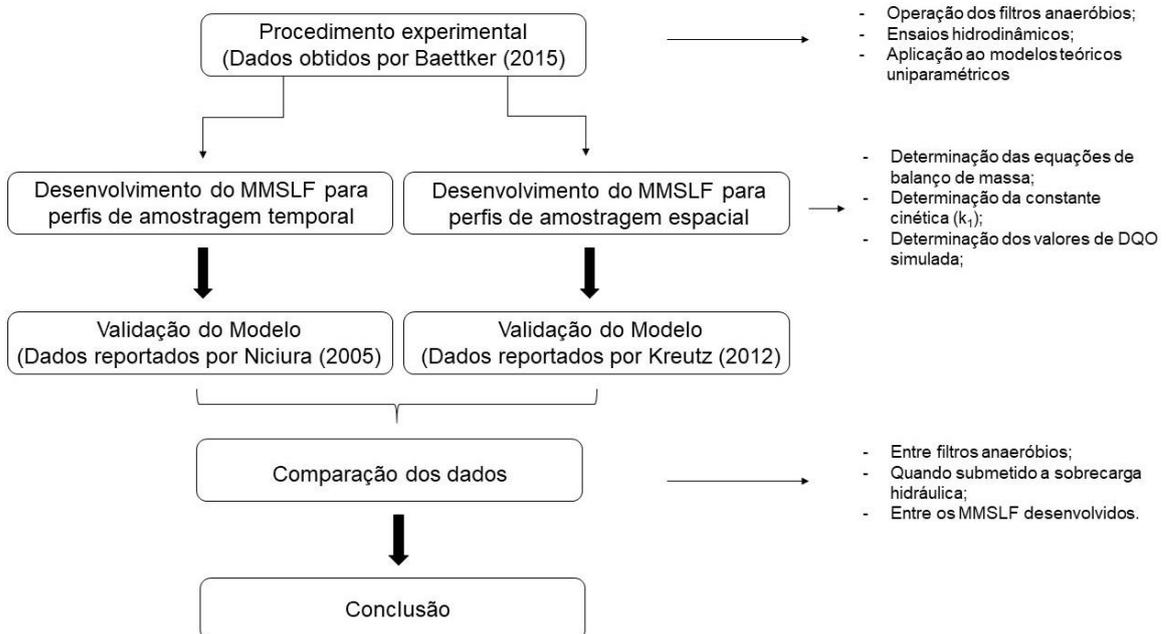
4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo está descrita a metodologia utilizada no desenvolvimento da dissertação com a finalidade de alcançar os objetivos propostos. As etapas experimental e teórica foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (DACOC/UTFPR), câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Os dados experimentais utilizados neste trabalho foram gentilmente cedidos por Baettker (2015).

Na Figura 4 é apresentado um fluxograma das atividades desenvolvidas durante a pesquisa.

Figura 4. Fluxograma das atividades desenvolvidas.



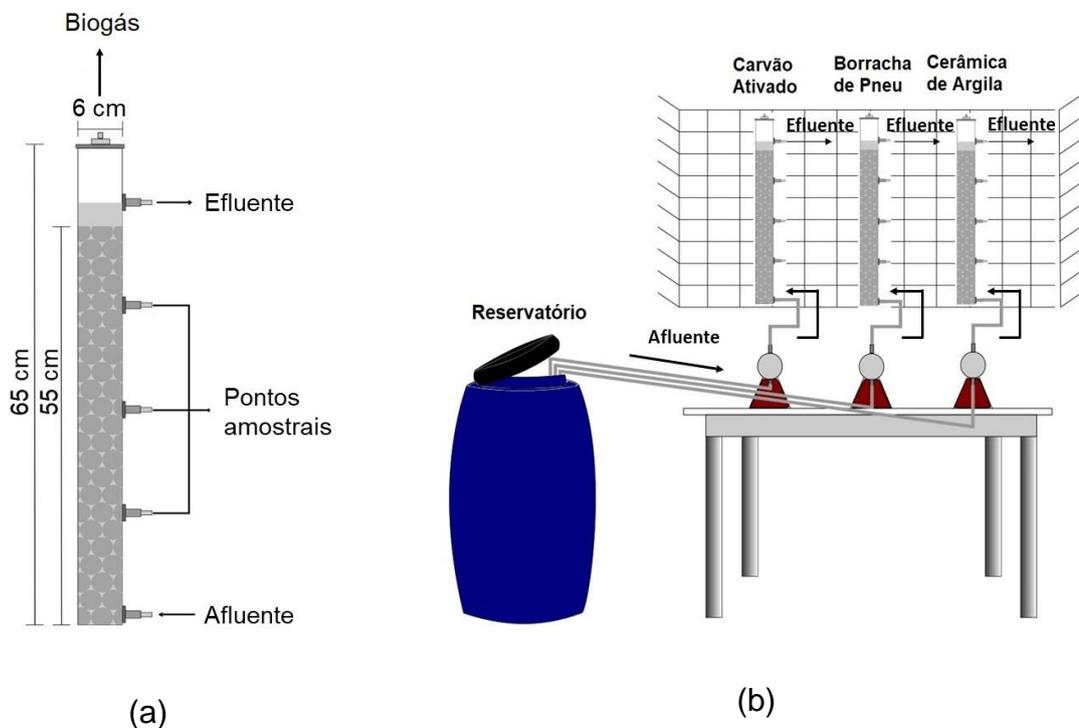
4.1 Filtros anaeróbios

Os modelos matemáticos propostos neste trabalho foram aplicados em filtros anaeróbios com diferentes meios suportes e submetidos a variação de TDH. Os dados experimentais aplicados aos modelos foram obtidos por Baettker (2015).

Baettker (2015) operou dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente confeccionados em *plexiglass* com 65 cm de altura, 6 cm de diâmetro interno e volume total de 1,3 L. Em cada filtro aproximadamente 85% da altura (55 cm) foi preenchida com diferentes materiais suporte, correspondentes à cerâmica de argila e borracha de pneu automotivo.

Os filtros eram constituídos por uma entrada na região inferior (base), seguida de três pontos amostrais e uma saída na região superior, com espaçamento de aproximadamente 13 cm a partir da base. No topo do reator foi afixado um dispositivo para saída do biogás como pode ser observado na Figura 5.

Figura 5. Desenho esquemático do filtro anaeróbio e do aparato experimental utilizado.



Fonte: a) Autoria própria e b) Adaptado de Baettker (2015).

Legenda: a) Filtro anaeróbio (dimensões em cm); b) Aparato experimental detalhado.

De acordo com Baettker (2015), o volume útil dos filtros foi calculado a partir da subtração do valor da massa de cada filtro preenchido com seu respectivo material suporte com adição de água e do valor da massa do reator preenchido apenas com material suporte (sem água).

Assim, o volume útil de cada filtro correspondeu a 0,7 L com cerâmica de argila e 0,8 L com borracha de pneu automotivo. Os filtros foram instalados e operados no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

4.2 Sistema de alimentação

Os filtros anaeróbios foram alimentados com efluente sintético simulando esgoto sanitário com composição adaptada de Del Nery (1987) para concentração da matéria orgânica de 500 mg L⁻¹ em termos de DQO. O efluente utilizado na alimentação do filtro era composto de glicose como fonte de carbono, sais e nutrientes, como pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5. Composição do efluente sintético.

Composto	Concentração (mg L⁻¹)
Glicose	500
Uréia	31,25
Sulfato de níquel	0,25
Sulfato ferroso	1,25
Cloreto férrico	0,125
Cloreto de cálcio	11,75
Cloreto de cobalto	0,02
Óxido de selênio	0,0175
Fosfato de potássio monobásico	21,25
Fosfato de potássio dibásico	5,425
Fosfato de sódio dibásico	8,35
Bicarbonato de sódio	500

4.3 Inóculo

O filtro anaeróbio foi inoculado com lodo proveniente de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (UASB) de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do município de Curitiba, Paraná (Figura 6).

Figura 6. Amostra do lodo utilizado.



Fonte: Baettker (2015).

Segundo Baettker (2015) o lodo foi imobilizado nos materiais suporte de acordo com metodologia reportada por Zaiat *et al.* (1994). O meio suporte foi mantido imerso no lodo durante 24 h. Após este período, foi realizado descarte do lodo excedente e por fim inserido no interior de cada filtro.

A caracterização do lodo em termos de sólidos totais (nº 2540_B), sólidos totais voláteis (nº 2540_E) e sólidos totais fixos (nº 2540_E) foi realizada de acordo com metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (RICE *et al.*, 2012).

O lodo anaeróbio utilizado apresentava concentração de sólidos totais de aproximadamente 2552 mg L^{-1} , sendo a concentração de sólidos totais voláteis de aproximadamente 1130 mg L^{-1} (aproximadamente 56%) e concentração de sólidos totais fixos de aproximadamente 1422 mg L^{-1} (aproximadamente 44%).

4.4 Meio suporte

Os materiais escolhidos como meio suporte por Baettker (2015) foram carvão ativado de casca de coco verde, cerâmica de argila e borracha de pneu.

No entanto, para este trabalho não foram considerados os dados referentes ao filtro anaeróbio com carvão ativado, pois não foi possível obter resultados experimentais dos ensaios hidrodinâmicos devido à completa adsorção do traçador, e conseqüentemente da não aplicação ao modelo matemático simplificado (Figura 7).

Figura 7. Meios suportes utilizados. a) cerâmica de argila; b) borracha de pneu.



Fonte: Baettker (2015).

Baettker (2015) realizou a caracterização dos materiais com a finalidade de correlacionar as características de cada material com a capacidade de aderência dos microrganismos e remoção de matéria orgânica. A massa utilizada para caracterização da borracha de pneu e cerâmica de argila foi 0,338 kg e 0,987 kg, respectivamente.

Nesta caracterização, a autora determinou os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, massa específica aparente, densidade ou massa específica, distribuição granulométrica, módulo de finura, teor de umidade, teor de material volátil, teor de cinzas, número de iodo e morfologia utilizando a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

No Quadro 2 são apresentadas as metodologias utilizadas para cada parâmetro de caracterização dos materiais suportes.

Quadro 2. Parâmetros avaliados na caracterização dos meios suportes e suas respectivas metodologias

Parâmetro	Referência
pH	ASTM D 3838-80 (1999)
Massa específica aparente	ABNT NBR 12076 (1991)
Densidade ou massa específica	NBR NM 23:2001
Teor de umidade	ASTM D 2867-04 (2004).
Teor de material volátil	ASTM D 5832-98 (2003)
Teor de cinzas	ASTM D 2866-94 (1999)
Número de lodo	ABNT NBR 12073 (1991)
Granulometria	NBR NM 248 (2003)
Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	-
Área superficial, volume e tamanho dos poros	Método de BET / método de BJH

De acordo com a autora, a cerâmica de argila e a borracha de pneu foram escolhidas com a finalidade de agregar valor à um resíduo, possibilitando seu reaproveitamento.

4.5 Procedimento experimental

Na Tabela 6 são apresentados os parâmetros aplicados no monitoramento dos filtros e seus respectivos valores em cada etapa de operação.

Tabela 6. Valores dos parâmetros operacionais utilizados em cada etapa e a massa de cada meio suporte adicionado no filtro anaeróbio.

Material	Massa (g)	Etapa	TDH (h)	Vazão (L h ⁻¹)
Cerâmica de Argila	987	Inicial	12	0,06
		I	8	0,09
		II	4	0,18
Borracha de pneu	338	Inicial	12	0,07
		I	8	0,10
		II	4	0,20

Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Segundo Baettker (2015) os filtros foram operados em 3 etapas, sendo etapa inicial com operação de cada filtro com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 h durante 58 d, Etapa I com operação de cada filtro com TDH de 8 h e Etapa II com operação de cada filtro com TDH de 4 h. Em todas etapas as variações nas condições de entrada (vazão e TDH) dos filtros foram estabelecidas sempre após a verificação do estágio de equilíbrio dinâmico aparente por meio das determinações dos parâmetros físicos e químicos.

Para cada etapa, o comportamento e a estabilidade dos filtros foram avaliados por meio de realização de perfis de amostragem temporal e espacial (ao longo da altura) com determinação dos parâmetros apresentados na Tabela 7 em amostras do afluente e efluente.

Tabela 7. Parâmetros analisados, métodos de análise e suas referências.

Parâmetro	Método de Análise	Nº do Método	Referência
Temperatura (°C)	Potenciométrico	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H ⁺	Rice <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Alcalinidade a Bicarbonato (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dilallo & Albertson (1961)
DQO Bruta (mgO ₂ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Rice <i>et al.</i> (2012)
DQO Filtrada (mgO ₂ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Rice <i>et al.</i> (2012)

Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Segundo a autora, as análises dos perfis de amostragem temporal foram realizadas em duplicata, com coleta de amostras do afluente e efluente de cada filtro em intervalos de 3 h, durante 24 h para determinação dos mesmos parâmetros do monitoramento do desempenho e estabilidade. Além disso, a autora também realizou perfis de amostragem espacial com coleta de amostras do afluente, pontos intermediários (1º ponto – 14 cm; 2º ponto – 28 cm; 3º ponto – 42 cm) e efluente de cada filtro (saída – 56 cm).

Dentre os parâmetros analisados por Baettker (2015) durante a etapa experimental somente foram utilizados os dados de DQO bruta das amostras do afluente e efluente para representar o consumo do substrato no filtro anaeróbio.

Além da caracterização físico-química, o MMSLF contemplou o comportamento hidrodinâmico com o intuito de verificar o número de N-CSTR e consequentemente determinar as equações de balanço para cada compartimento.

4.6 Ensaios hidrodinâmicos

4.6.1 Descrição dos ensaios

De acordo com Baettker (2015), os ensaios de estímulo-resposta tipo pulso, em triplicata, utilizando eosina Y como traçador foram realizados após os filtros terem alcançado o estado de equilíbrio dinâmico aparente.

Os ensaios hidrodinâmicos foram diferenciados em duas etapas baseadas no TDH, sendo: etapa I com TDH teórico de 8 h e etapa II com TDH teórico de 4 h utilizando cerâmica de argila e borracha de pneu como meios suporte.

Em cada ensaio, foram coletadas amostra do afluente (branco) e em seguida o traçador foi injetado na entrada de cada filtro com tempo de aproximadamente 10 s para promover maior similaridade possível de um pulso ideal.

Após a injeção do traçador, as coletas das amostras do efluente de cada filtro foram realizadas em intervalos de 30 min com duração total de 24 h para os ensaios realizados na etapa I e de 12 h para os ensaios realizados na etapa II, correspondentes à três vezes o TDH teórico em cada etapa de operação.

Para determinação da concentração do traçador ao longo do tempo, as amostras coletadas foram submetidas ao método colorimétrico de leitura de absorvância realizado em espectrofotômetro Hach UV-Vis, modelo DR/5000, com comprimento de onda de 516 nm.

Os dados da concentração do traçador variando com o tempo obtidos com a curva analítica, da absorvância *versus* concentração do traçador, foram aplicados aos modelos matemáticos uniparamétricos de acordo com Danckwarts (1953) e Levenspiel (2000).

4.6.2 Modelos matemáticos uniparamétricos

Com base nas curvas experimentais obtidas a partir da variação da concentração do traçador ao longo do tempo, os dados foram normalizados (área sobre a curva igual a 1) de acordo com metodologia descrita por Levenspiel (2000), resultando em curvas de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ). Após a normalização foi possível calcular a variância (σ_θ^2) para cada ensaio.

Segundo Carvalho *et al.* (2008), os modelos de dispersão representam o reator avaliado como um reator de fluxo pistonado no qual ocorre dispersão axial do escoamento. Neste modelo, o escoamento do fluido ocorre de forma ordenada através do reator, ou seja, não há mistura ou difusão ao longo do caminho de escoamento.

De acordo com Levenspiel e Smith (1957), o perfil da curva de concentração do traçador não muda significativamente no modelo de dispersão de pequena intensidade, enquanto que o comportamento da curva obtida é assimétrico no modelo de dispersão de grande intensidade, resultando no prolongamento da curva de concentração.

O modelo de tanques em série simula o comportamento do filtro avaliado por N (número) reatores de mistura completa (ideais) em série. A mistura completa indica que o conteúdo está agitado e uniforme em todo o reator, ou seja, a corrente de saída (efluente) tem a mesma composição que o fluido no interior do reator.

Estas características podem ser verificadas pelos parâmetros número de dispersão ($D \text{ uL}^{-1}$ ou D) para os modelos de dispersão de grande e pequena intensidade ou pelo número (N) de reatores de mistura completa em série para o modelo N-CSTR.

Na Tabela 8 é apresentado um resumo das definições das variáveis empregadas nos modelos teóricos uniparamétricos para obtenção da curva de E_θ versus θ .

Tabela 8. Definição das variáveis para a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência hidráulica (E_θ) em função do tempo adimensional (θ).

Variáveis	Nomenclatura	Definição
E_i	Concentração adimensional no tempo i	$\frac{C_i}{S}$
S	Integral da concentração durante o ensaio	$\sum C_i \cdot \Delta t_i$
T_R	Tempo de residência médio	$\frac{\sum t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i}$
θ	Tempo adimensional	$\frac{t}{t_R}$
E_θ	Tempo de Residência Hidráulica	$t_R \cdot E_i$
σ^2	Variância	$\frac{\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} - t_R^2$
σ_θ^2	Variância adimensional	σ^2 / t_R^2

Fonte: Adaptado de Levenspiel (2000).

O ajuste das curvas experimentais de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional foi realizado utilizando os modelos teóricos uniparamétricos de dispersão, de pequena (PD) e de grande intensidade (GD, tanque aberto) e de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) como pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9. Modelos teóricos uniparamétricos de dispersão de pequena (PD) e grande intensidade (GD) e reatores de mistura completa em série (N-CSTR).

Modelo	Parâmetro	Equação
Pequena Dispersão	$\sigma^2_{\theta} = 2\left(\frac{D}{u.L}\right)$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/u.L)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4(D/u.L)}\right]$
Grande Dispersão (tanque aberto)	$\sigma^2_{\theta,ta} = 2\left(\frac{D}{u.L}\right) + 8\left(\frac{D}{u.L}\right)^2$	$E_{\theta,ta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/u.L)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta(D/u.L)}\right]$
N-CSTR em série	$N = \frac{1}{\sigma^2_{\theta}} = \frac{\bar{\theta}^2_h}{\sigma^2}$	$E_{\theta} = \frac{N(N.\theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N.\theta}$

Fonte: Adaptado de Levenspiel (2000).

Em que: σ^2_{θ} é a variância (adimensional); E_{θ} é a função de distribuição do tempo de residência hidráulica; $D uL^{-1}$ ou D são os parâmetros do número de dispersão; θ é o tempo de residência médio; σ^2 é a variância; N é o número de reatores de mistura completa em série.

O número de Peclet foi determinado para pequena dispersão e grande dispersão como pode ser observado nas Equações 6 e 7.

$$Pe_p = \frac{2}{\sigma_{\theta}^2} \quad (\text{Pequena Dispersão}) \quad (6)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{Pe_g} + \frac{8}{Pe_g^2} \quad (\text{Grande Dispersão}) \quad (7)$$

Dentre os modelos uniparamétricos calculados, o modelo de N-CSTR em série foi utilizado no MMSLF para definição da quantidade de compartimentos presentes em cada filtro anaeróbio, ou seja, a determinação das equações de balanço de massa.

Com base nos resultados obtidos a partir dos ensaios hidrodinâmicos de Baettker (2015), foi avaliada a influência dos materiais suporte no escoamento do fluido e iniciadas as simulações matemáticas.

4.7 Modelagem Matemática Simplificada para Leito Fixo (MMSLF)

Neste capítulo serão descritas as etapas executadas para o desenvolvimento do MMSLF incluindo a parte teórica, correspondente ao desenvolvimento das equações de balanço de massa e das equações cinéticas para os perfis temporal e espacial; e a parte prática, correspondente à aplicação dos dados experimentais como dados de entrada para execução das simulações matemáticas no *software* MATLAB® versão R2014a.

4.7.1 Desenvolvimento das equações de balanço de massa

No desenvolvimento das equações de balanço de massa foi considerado o modelo hidrodinâmico de escoamento contínuo com mistura completa devido à simplicidade na resolução do equacionamento e equações cinéticas incluindo a variável de decaimento microbiano.

No modelo, a quantidade de equações foi variada em função do número de reatores de mistura completa em série (N-CSTR) obtido nos ensaios hidrodinâmicos realizados por Baettker (2015) para cada etapa de operação e seus respectivos materiais suporte.

As Equações 8 a 11 correspondem à descrição de cada parcela envolvida na equação de balanço de massa, ou seja, à taxa de massa introduzida através da superfície de controle do reator (M_{in}), taxa de massa retirada através da superfície de controle do reator (M_{out}), taxa de consumo no volume de controle do reator (M_c) e massa do volume de controle do reator (M), respectivamente.

$$M_{in} = \int \rho_{in} \times \vec{v} \times \overrightarrow{dA} \quad (8)$$

$$M_{out} = \int \rho_{out} \times \vec{v} \times \overrightarrow{dA} \quad (9)$$

$$M_c = \int M_t \times dv \quad (10)$$

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d}{dt} \int \rho_{out} \times dv \quad (11)$$

Em que: ρ_{in} = massa específica do afluente (kg m^{-3}); ρ_{out} = massa específica do efluente (kg m^{-3}); v = velocidade do escoamento através da superfície de controle (kg m^{-3}); A = área do reator (m^2); v = volume do reator (m^3); M_t = massa de substrato gerada/consumida por unidade de volume (kg m^{-3}); t = tempo (s).

De modo geral, as determinações das equações de balanço de massa foram baseadas na Equação 12.

$$M_{in} - M_{out} + M_c = \frac{dM}{dt} \quad (12)$$

Em que: M_{in} = taxa de massa introduzida no volume do reator (kg s^{-1}); M_{out} = taxa de massa retirada do volume do reator (kg s^{-1}); M_c = taxa de consumo de substrato no volume de controle (kg s^{-1}); M = massa de substrato no volume de controle (kg s^{-1}).

Substituindo as Equações 8 a 11 na Equação 10, tem-se a Equação 13.

$$\int \rho_{in} \times \vec{V} \times \overrightarrow{dA} - \int \rho_{out} \times \vec{V} \times \overrightarrow{dA} + \int M_t \times dv = \frac{d}{dt} \int \rho_{out} \times dv \quad (13)$$

O 3º termo da Equação 13 corresponde ao termo de reação (Equação 14).

$$M_t \times dv = (-ra) \times v = v \frac{d\rho_{out}}{dt} \quad (14)$$

Em que: $-ra$ = termo cinético dependente do tipo de modelo cinético aplicado.

Simplificando os termos da Equação (9) com $V.dA = Q$ e substituindo a Equação 14 na Equação 11, é possível obter a Equação 15.

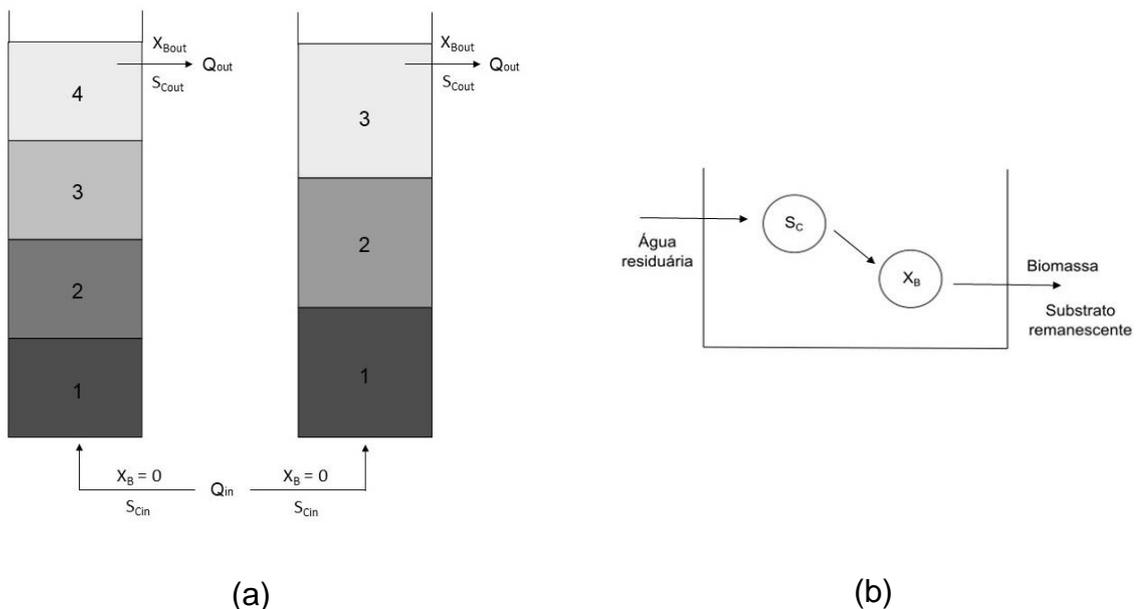
$$(\rho_{in} \times Q_{outa}) - (\rho_{out} \times Q_{outb}) + \int M \times dv = \frac{d}{dt} \int \rho_{out} \times dv \quad (15)$$

Considerando que a vazão afluente é igual a vazão efluente, ou seja, $Q_{in} = Q_{out}$.

4.7.2 Desenvolvimento das equações cinéticas

Neste modelo, foi considerado o modelo cinético de 1ª ordem para o consumo de substrato e para o crescimento de biomassa como proposto por Carvalho (2006) para o Modelo Matemático Simplificado (MMS). As componentes da conversão do substrato em biomassa ativa foram expressas em termos de DQO para o substrato e concentração de SSV para a biomassa (Figura 8).

Figura 8. Desenho esquemático do filtro anaeróbio: a) conversões do substrato em 3 e 4 compartimentos; b) desenvolvimento do modelo matemático.



Fonte: Adaptado de Carvalho (2006).

Legenda: S_C = concentração do substrato solúvel e X_B = concentração da biomassa ativa.

Diferentemente do MMS proposto por Carvalho (2006), neste trabalho foram consideradas a constante do decaimento microbiano e a influência dos materiais suporte utilizados por Baettker (2015). A constante de decaimento bacteriano ($k_d = 0,02 \text{ d}^{-1}$) e o coeficiente de produção celular ($Y = 0,15 \text{ gSSV gDQO}_{\text{removida}}^{-1}$) foram obtidos de Metcalf e Eddy (2003) para metanogênese em reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários de origem doméstica.

Na modelagem matemática simplificada, os filtros anaeróbios foram considerados como mistura completa devido à simplicidade nos equacionamentos de balanço de massa. Além disto, partiu-se do princípio que reações biológicas ocorriam principalmente nos dois primeiros compartimentos (para filtro com 3 compartimentos) e nos três primeiros compartimentos (para filtro com 4 compartimentos), sendo o último compartimento apenas como saída do efluente, desconsiderando quaisquer reações.

As equações de balanço de massa, tanto para os perfis de amostragem temporal quanto os perfis de amostragem espacial, foram baseadas no escoamento (entrada e saída do efluente) e nas reações de consumo de substrato e crescimento da biomassa, como pode ser observado na Equação 16.

$$\textit{Entrada} - \textit{Saída} \pm \textit{Reage} = \textit{Acumula} \quad (16)$$

4.7.2.1 Perfis de amostragem temporal

Com base nos valores de N-CSTR obtidos nos ensaios hidrodinâmicos, o MMSLF desenvolvido para os perfis de amostragem temporal considerou um único valor de constante cinética de 1ª ordem para cada filtro anaeróbio utilizando valores de entrada e saída tanto para DQO quanto para SSV.

Na Tabela 10 são apresentadas as equações de balanço de massa para 3 compartimentos, correspondentes ao filtro com cerâmica de argila na etapa I.

Tabela 10. Equações de balanço de massa dos compartimentos de 1 a 3.

Substrato	Biomassa
Compartimento 1	
$\frac{dS_{C1}}{dt} = \frac{Q}{V_1}(S_{Cin} - S_{C1}) - k_1S_{C1} - k_d$	$\frac{dX_{B1}}{dt} = \frac{Q}{V_1}X_{B1} + Y_B k_1 S_{C1} - k_d$
Compartimento 2	
$\frac{dS_{C2}}{dt} = \frac{Q}{V_2}(S_{C1} - S_{C2}) - k_1S_{C2} - k_d$	$\frac{dX_{B2}}{dt} = \frac{Q}{V_2}(X_{B1} - X_{B2}) + Q \frac{X_{B2}}{V_3} + Y_B k_1 S_{C2} - k_d$
Compartimento 3	
$S_{Cout} = S_{C3} = S_{C2}$	$X_{B3} = X_{B2}$

Fonte: Adaptado de Carvalho (2006).

Na Tabela 11 são apresentadas as equações de balanço de massa para 4 compartimentos, correspondentes ao filtro com borracha de pneu na etapa I (com TDH igual a 8 h) e para ambos meios suporte na etapa II (com TDH de 4 h).

Tabela 11. Equações de balanço de massa dos compartimentos de 1 a 4.

Substrato	Biomassa
Compartimento 1	
$\frac{dS_{C1}}{dt} = \frac{Q}{V_1}(S_{Cin} - S_{C1}) - k_1S_{C1} - k_d$	$\frac{dX_{B1}}{dt} = -\frac{Q}{V_1}X_{B1} + Y_B k_1 S_{C1} - k_d$
Compartimento 2	
$\frac{dS_{C2}}{dt} = \frac{Q}{V_2}(S_{C1} - S_{C2}) - k_1S_{C2} - k_d$	$\frac{dX_{B2}}{dt} = -\frac{Q}{V_2}(X_{B1} - X_{B2}) + Q \frac{X_{B2}}{V_4} + Y_B k_1 S_{C2} - k_d$
Compartimento 3	
$\frac{dS_{C3}}{dt} = \frac{Q}{V_3}(S_{C2} - S_{C3}) - k_1S_{C3} - k_d$	$\frac{dX_{B3}}{dt} = -\frac{Q}{V_3}(X_{B2} - X_{B3}) + Y_B k_1 S_{C3} - k_d$
Compartimento 4	
$S_{Cout} = S_{C4} = S_{C3}$	$X_{B4} = X_{B3}$

Fonte: Adaptado de Carvalho (2006)

Os símbolos utilizados nas equações de balanço de massa, seus respectivos significados e unidades são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3. Simbologia adotada, significado e unidade de cada parâmetro.

Símbolo	Significado	Unidade
S_{Cin}	Concentração do substrato no afluente	mgDQO L ⁻¹
S_c	Concentração do substrato no compartimento	mgDQO L ⁻¹
S_{Cout}	Concentração do substrato no efluente	mgDQO L ⁻¹
X	Concentração da biomassa ativa no compartimento	mgSSV L ⁻¹
V	Volume do compartimento	L
Y_B	Coefficiente de conversão do substrato em biomassa	mgSSV (mgDQO) ⁻¹
k_1	Constante cinética de 1ª ordem	h ⁻¹
Q	Vazão afluente	L.h ⁻¹
k_d	Constante de decaimento	h ⁻¹

Fonte: Adaptado de Carvalho (2006).

Após o desenvolvimento das equações de balanço de massa, foi desenvolvida uma função polinomial baseada na concentração do substrato afluente ao reator (em termos de DQO no afluente), como pode ser observado na Equação 17.

$$S_{Cin} = at^6 + bt^5 + ct^4 + dt^3 + et^2 + ft + g \quad (17)$$

Em que: a, b, c, d, e, f e g são coeficientes da polinomial; t é a variável tempo.

Os coeficientes das polinomiais foram obtidos através do comando *cftool* que disponibiliza uma interface gráfica denominada *Curve Fitting Tool*, permitindo o ajuste das curvas e superfície de forma interativa para os dados desejados. Este comando é uma ferramenta existente na biblioteca do próprio *software* que pode ser ativada ao digitar no painel de comando (*Command Window*).

A escolha do grau da polinomial (grau 6) foi justificada em função do maior valor do coeficiente de determinação (R^2) apresentado pela ferramenta. De modo geral, o comportamento da polinomial para a variação da DQO afluente ao longo do tempo deve ser o mesmo, independente do grau escolhido.

Após a determinação da função polinomial, as equações de balanço de massa foram submetidas à resolução por equações diferenciais ordinárias (EDO) de 4ª ordem utilizando a função *ode45*, existente na biblioteca do programa MATLAB®.

A partir dos dados obtidos com valores de k_1 variando de 0 a 1 h^{-1} , os valores de DQO no afluente, experimentais e simulados, foram submetidos à análise estatística para verificar o valor do k_1 cinético com melhor ajuste.

4.7.2.2 Perfis de amostragem espacial

O MMSLF desenvolvido para os perfis espaciais considerou as mesmas premissas aplicadas para o modelo matemático para os perfis de amostragem temporal. No entanto, para determinação das equações de balanço de massa partiu-se do pressuposto que cada compartimento correspondia a um único reator, ou seja, as equações de balanço de massa são as mesmas em todos os compartimentos.

As equações de balanço de massa utilizadas no modelo matemático para as componentes substrato e biomassa, podem ser observadas nas Equações 18 e 19, respectivamente.

$$\frac{dS_C}{dt} = \frac{Q}{V}(S_{Cin} - S_{Cout}) - k_1 S_{Cout} - k_d \quad (18)$$

$$\frac{dX_B}{dt} = -\frac{Q}{V}X_B + Y_B k_1 S_{Cout} - k_d \quad (19)$$

Em que: Q é a vazão (L h^{-1}); V é o volume (L); S_{Cin} é a concentração de substrato no afluente (mg L^{-1}); S_{Cout} é a concentração de substrato no efluente (mg L^{-1}); k_1 é a constante de 1ª ordem; k_d é a constante de decaimento (h^{-1}); X_B é concentração de biomassa ativa (mg L^{-1}); Y_B é o coeficiente de conversão do substrato em biomassa (mgSSV mgDQO^{-1}).

Em cada compartimento foram determinados a distância em relação a base, volume útil e os valores DQO afluente e efluente.

Os valores obtidos foram aplicados nos modelos cinéticos de 1ª ordem para consumo do substrato, como pode ser observado nas Equações 20 e 21.

$$C = C_0 \cdot e^{-k(D/v)} \quad (20)$$

$$v = \frac{H}{TDH_t} \quad (21)$$

Em que: C é a concentração de matéria orgânica em uma determinada distância da base do filtro anaeróbio (mg L^{-1}); C_0 é a concentração de matéria orgânica afluente (mg L^{-1}); k é a constante cinética de 1ª ordem; D/v é a relação entre a altura e a velocidade de escoamento de cada compartimento; H é a altura do reator.

Ao integrar a Equação 20 obteve-se a Equação 22.

$$\ln[C] = \ln[C_0] - k(D/v) \quad (22)$$

Os valores das constantes cinéticas de 1ª ordem para cada compartimento foram aplicados como dados de entrada no MMSLF para obtenção dos valores de DQO simulada.

4.7.3 Aplicação dos dados ao *Software* MATLAB® (*Matrix Laboratory*)

O MATLAB® é um *software* interativo de alta performance voltado para resolução de diversos tipos de cálculo numérico em tempo reduzido, cujos elementos principais são matrizes numéricas que podem conter elementos complexos.

As rotinas de cálculos ou funções desenvolvidas foram salvas por meio de extensões de arquivo “.m”, estabelecendo parâmetros de entrada e variáveis envolvidas nas equações que serão armazenadas no próprio *script*.

4.7.3.1 Desenvolvimento das Equações Diferenciais Ordinárias utilizando a função *ode45*

O MATLAB® possui rotinas de integração numérica em sua biblioteca, como por exemplo a função *ode45*. Esta função permite resolver numericamente sistemas de equações diferenciais pelo método de integração *Runge-Kutta* de 4ª ordem, respectivamente, com passos de integração variável (PINHEIRO, 2010).

A sintaxe adotada para esta função pode ser observada na Equação 23.

$$[T, X] = ode45(@função, [t_0 t_i t_f], y_0) \quad (23)$$

Em que: T é a variável de saída tempo; X é a variável de DQO efluyente; @função equivale a função que contém as equações ordinárias; t_0 é o tempo inicial da simulação; t_i é o incremento do tempo de simulação; t_f é o tempo final da simulação; y_0 é vetor com valor inicial (considerando os elementos envolvidos no sistema).

Neste trabalho, os elementos envolvidos no sistema foram DQO e SSV, ou seja, o y_0 foi composto por pares dos dois elementos de acordo com a quantidade de número de reatores de mistura completa em série (N-CSTR) obtidos nos ensaios hidrodinâmicos. Estes pares correspondem aos valores dos elementos na saída de cada compartimento. Na Equação 24 é apresentado o vetor com valor inicial para o sistema com 3 compartimentos.

$$y_0 = [DQO_1 SSV_1 DQO_2 SSV_2 DQO_3 SSV_3] \quad (24)$$

Na Equação 25 é apresentado o vetor com valor inicial para o sistema com 4 compartimentos.

$$y_0 = [DQO_1 SSV_1 DQO_2 SSV_2 DQO_3 SSV_3 DQO_4 SSV_4] \quad (25)$$

4.7.3.2 Análise estatística aplicada na determinação da constante cinética de 1ª ordem (k_1)

No modelo matemático proposto a determinação da constante cinética de 1ª ordem considerou a premissa de que k_1 variava de 0 a 1 h⁻¹. Desse modo, os valores de k_1 ficou limitado a uma casa decimal após a vírgula. Tal limitação se deve ao fato de ser um modelo matemático simplificado.

Inicialmente foi realizada verificação da normalidade dos dados experimentais e simulados utilizando o teste de Shapiro-Wilk com nível de significância de 5% (*Alfa*). Neste teste de normalidade, foram consideradas as seguintes hipóteses:

- H_0 : Os dados possuem comportamento normal;
- H_1 : Os dados não possuem comportamento normal.

A rotina gerada para o teste de Shapiro-Wilk foi baseada no modelo existente na caixa de ferramentas estatística (*Statistic toolbox*) do MATLAB®. De acordo com as informações obtidas da própria página do *software* (*Mathworks*) na internet, este teste é adequado para amostras com tamanho $3 \leq n \leq 5000$ e apresenta a sintaxe indicada na Equação 26.

$$[H, pValue, SWstatistic] = SWTEST(X, ALPHA) \quad (26)$$

Em que: H é o índice de aceite ou rejeição da hipótese (0 = aceitação da hipótese e 1 = rejeição da hipótese); *pValue* é o p-valor; *SWstatistic* é o teste estatístico (não normalizado); X é um vetor de desvio de uma distribuição desconhecida; alfa (opcional) é o nível de significância (padrão = 0,05).

Com base nos resultados obtidos no teste de normalidade foi escolhido o teste de variância ideal, sendo a análise de variância (ANOVA) fator único para os dados que apresentaram distribuição normal e o teste U de Mann-Whitney para os dados que não apresentaram distribuição normal.

Em ambos os testes foram aventadas as seguintes hipóteses:

- H_0 : Não há diferença significativa entre os valores experimentais e os simulados;
- H_1 : Há diferença significativa entre os valores experimentais e os simulados.

Assim como o teste de Shapiro-Wilk, as rotinas para os testes Anova e Kruskal – Wallis foram baseadas no modelo existente na caixa de ferramentas estatística (*Statistic toolbox*) do MATLAB®.

A sintaxe adotada para análise de variância (ANOVA) fator único pode ser observada na Equação 27.

$$p = anova1(y) \quad (27)$$

Em que: p é o p-valor; y é a amostra de dados definida como um vetor ou uma matriz.

O teste de Kruskal – Wallis foi baseado na sintaxe apresentada na Equação 28.

$$[p, tbl, stats = kruskalwallis(_)] \quad (28)$$

Em que: p é p-valor; tbl é tabela de resultados; $stats$ é o teste estatístico.

Desta forma, a determinação do k_1 baseou-se no valor de menor significância, ou seja, menor diferença significativa entre os valores experimentais e simulados (H_0).

4.7.4 Validação dos MMSLF

A validação do MMSLF para os perfis de amostragem temporal foi realizada com os dados de DQO, SSV e o N-CSTR em série reportados por Niciura (2005). Já para os perfis de amostragem espacial, a validação foi realizada com base nos dados reportados por Kreutz (2012).

Ambos autores apresentaram sistemas de tratamento diferentes quando comparado com Baettker (2015), mas em todos os casos houve a presença de meio suporte. Apesar das diferenças peculiares de cada sistema de tratamento, a escolha dos trabalhos para a validação dos MMSLF foi decorrente da falta de trabalhos apresentando todos parâmetros contemplados no modelo matemático desenvolvido.

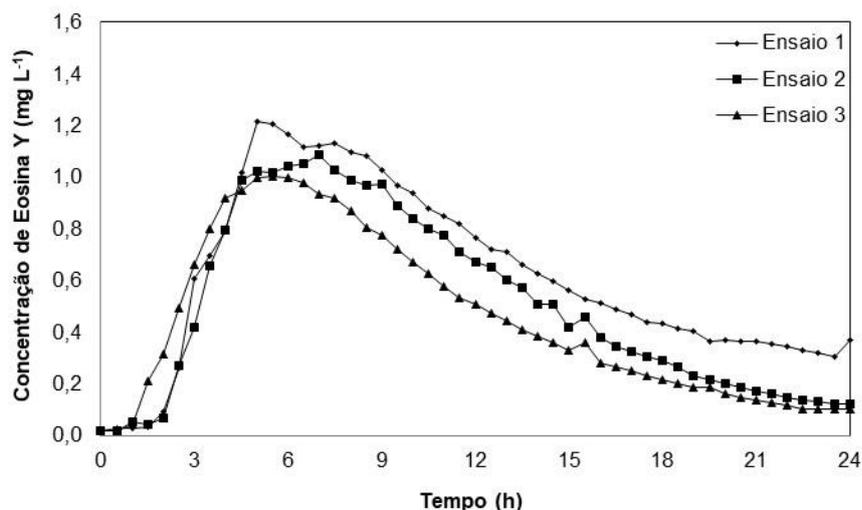
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os dados de Baettker (2015) utilizados para o desenvolvimento do MMSLF e os resultados obtidos a partir das simulações. No entanto, não serão apresentados os dados de SSV simulados em decorrência da falta de dados experimentais.

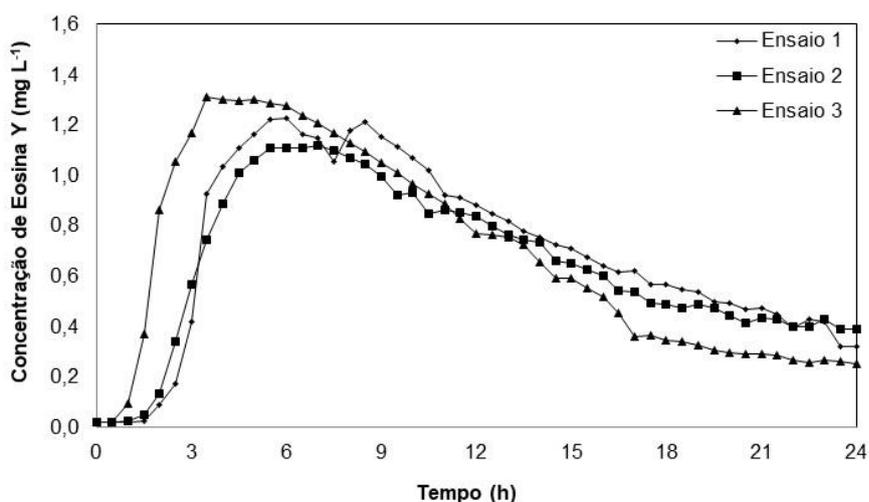
5.1 Avaliação do comportamento hidrodinâmico dos filtros anaeróbios (Baettker, 2015)

Na Figura 9 são apresentadas as curvas de concentração da eosina Y em função do tempo obtidas para os ensaios de estímulo-resposta nos filtros anaeróbios preenchidos com borracha de pneu e cerâmica de argila, operados com TDH teórico de 8 h.

Figura 9. Curvas das variações da concentração de eosina Y nas amostras do efluente ao longo do tempo nos filtros anaeróbios operados com TDH de 8 h.



(a)

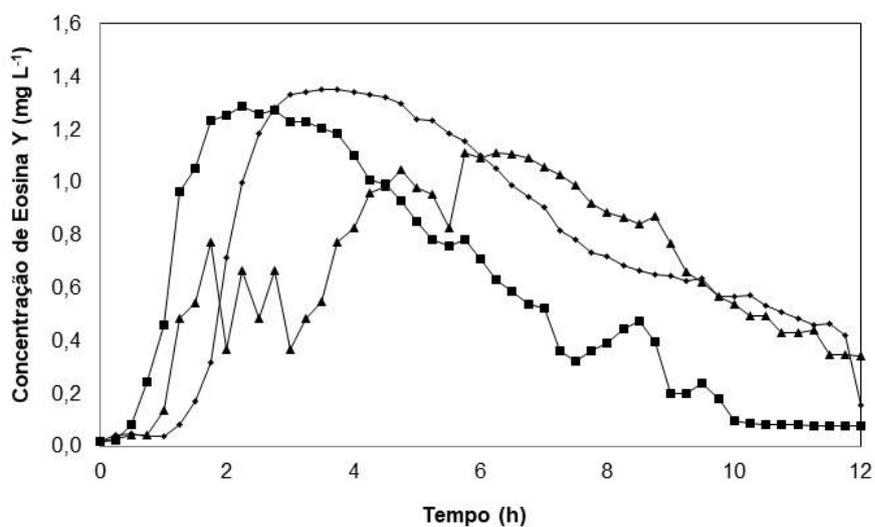


(b)

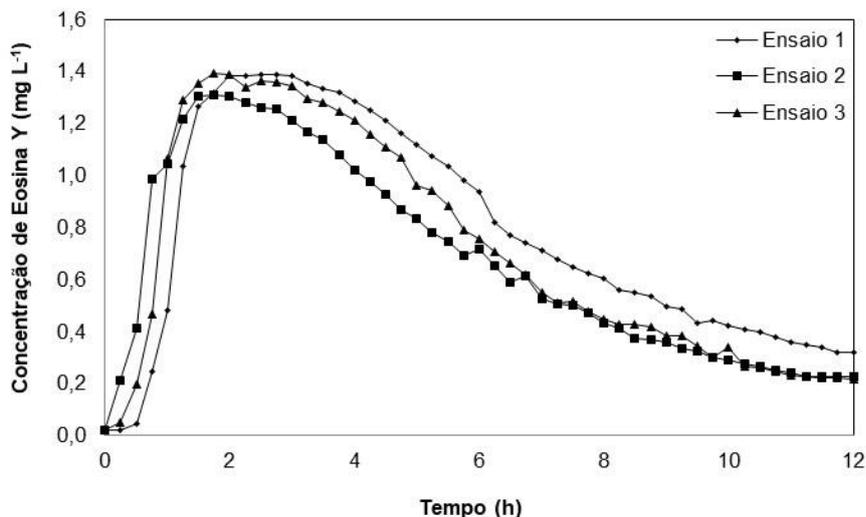
Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila; -○- Ensaio 1; -■- Ensaio 2; -▲- Ensaio 3.
Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Na Figura 10 são apresentadas as curvas de concentração de eosina Y em função do tempo obtidas para os ensaios de estímulo-resposta nos filtros anaeróbios operados com TDH teórico de 4 h.

Figura 10. Curvas das variações da concentração de eosina Y nas amostras do efluente ao longo do tempo nos filtros anaeróbios operados com TDH de 4 h.



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbico com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbico com cerâmica de argila; -♦- Ensaio 1; -■- Ensaio 2; -▲- Ensaio 3.

Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Nas Figura 9 e 10 é possível observar o lento decaimento da curva de concentração nos ensaios realizados, também conhecido como efeito de cauda longa. Este fenômeno provavelmente ocorreu devido aos fenômenos de difusão dos traçadores em zonas mortas do filtro anaeróbico, adsorção dos traçadores na biomassa ou presença de curto-circuito hidráulico (LEVENSPIEL, 2000; BAETTKER, 2015).

Na literatura são encontrados outros trabalhos que relatam sobre a ocorrência do fenômeno de cauda longa no comportamento hidrodinâmico de reatores, como exemplo: Jiménez *et al.* (1988), Zeng *et al.* (2013), Renuka *et al.* (2016), Montiel *et al.* (2016), Freitas *et al.*, (2017), dentre outros.

De acordo com Baettker (2005) foi observado um adiantamento do pico nas curvas experimentais da concentração dos traçadores ao longo do tempo de duração dos ensaios. Os valores médios observados para os picos de concentração máxima do traçador foram de 6,2 h e 5,3 h para o filtro com borracha de pneu e cerâmica de argila, respectivamente, quando operados com TDH de 8 h e de 3,9 h e 2,2 h para os filtros com cerâmica de argila e borracha de pneu, respectivamente, quando operados com TDH de 4 h.

Baettker (2015) afirma que o adiantamento do pico pode ser justificado pela presença de canais preferenciais ou indicar a presença de regiões estagnadas ao longo do leito do filtro.

A presença de zonas mortas e meios suporte podem resultar na diminuição do volume útil do filtro anaeróbio fazendo com que o traçador percorra caminhos mais curtos e conseqüentemente saia antecipadamente.

De acordo com Young e Young (1988) afirmam que as zonas mortas são capazes de reduzir o volume útil do filtro anaeróbio de modo que o pico do traçador apareça na saída antecipadamente em relação ao tempo de detenção hidráulica teórico.

Os tempos de residência médio dos elementos do fluido nos filtros anaeróbios (TDH real), os valores dos parâmetros número de dispersão ($D \text{ uL}^{-1}$) e número de reatores de mistura completa (N-CSTR) em série são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Valores obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos uniparamétricos segundo Levenspiel (2000) para cada condição operacional.

Etapa	Meio suporte	Ensaio	TDH	N-CSTR	$D \text{ uL}^{-1}$ (PD)	$D \text{ uL}^{-1}$ (GD)
I (TDH 8 h)	Borracha de pneu	1	11,0	4	0,265	0,405
		2	10,1	4	0,251	0,377
		3	9,3	3	0,310	0,502
	Cerâmica de argila	1	11,4	4	0,248	0,370
		2	11,4	4	0,259	0,393
		3	9,7	3	0,341	0,573
II (TDH 4 h)	Borracha de pneu	1	5,9	5	0,212	0,302
		2	4,4	3	0,307	0,495
		3	6,4	5	0,187	0,258
	Cerâmica de argila	1	5,1	3	0,315	0,514
		2	4,6	2	0,409	0,744
		3	4,7	3	0,365	0,631

Fonte: adaptado de Baettker (2015).

A autora verificou que os valores do TDH real resultaram superiores aos valores do TDH teórico nos ensaios, com valores médios de aproximadamente 26% para o filtro com borracha de pneu e 35% para o filtro com cerâmica de argila operados com TDH teórico de 8 h. Na Etapa II com TDH teórico de 4 h a autora obteve valores médios de aproximadamente 40% para o filtro com borracha de pneu e 20% para o filtro com cerâmica de argila.

O atraso na resposta dos filtros em relação ao TDH foi atribuído à difusão do traçador em zonas mortas, bem como, ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos. Comportamento similar foi verificado em outros trabalhos reportados na literatura.

Carvalho *et al.* (2008) observaram atraso de 40 a 60% na resposta do traçador em um reator do tipo UASB (160 L) operado com TDH teórico de 10 h no tratamento de esgoto sanitário.

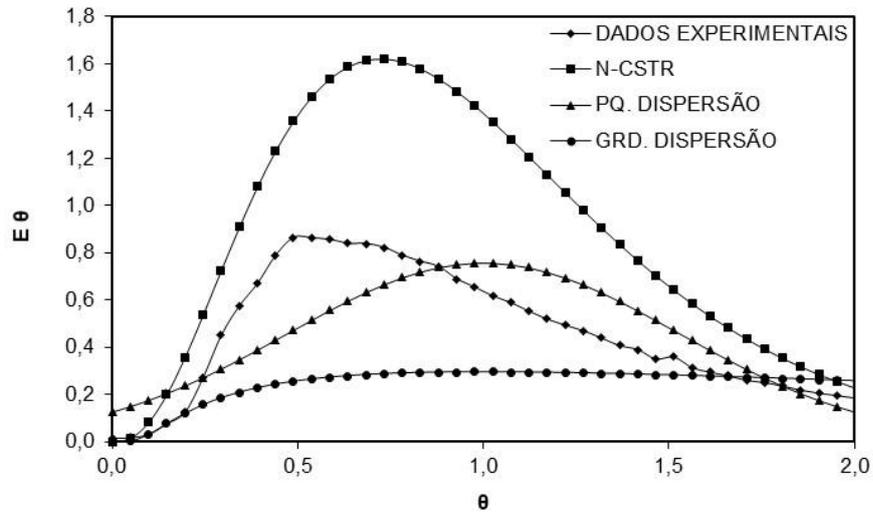
Hattori *et al.* (2014) obtiveram valores de TDH real superiores ao TDH teórico equivalentes a 5% e 11% em um reator do tipo UASB em escala de bancada (1 L) tratando esgotos sanitários sintético e operado com TDH teórico de 6 h.

Fia *et al.* (2016) verificaram atraso de aproximadamente 41% em um filtro biológico aerado submerso (13,5 L), operado com TDH de 4 h tratando vinhaça de cana de açúcar. Os autores justificaram o atraso devido à recirculação do traçador ou ocorrência de curtos-circuitos no interior do filtro fazendo com que o fluído tivesse menor interação com as regiões ativas.

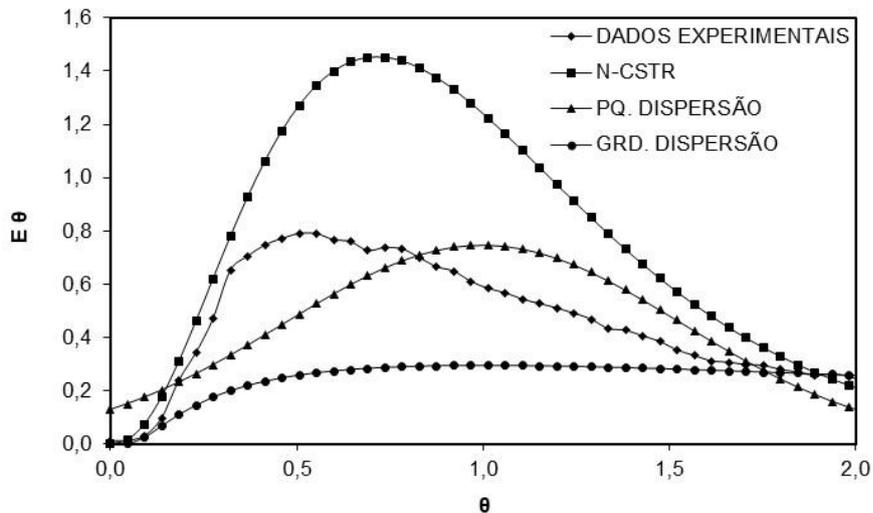
Com base na Tabela 12, o ajuste dos dados pelo modelo teórico N-CSTR em série indicou valores de 2 a 5 filtros em série, ou seja, similar a faixa de 2 a 9 N-CSTR obtida por Mendéz-Romero *et al.* (2011) em ensaios hidrodinâmicos com um reator de leito fixo preenchido com pedaços de rocha vulcânica com 1 cm de diâmetro e alta porosidade (Tezontle) (5 L), operado com TDH de 24 h com Rodamina B como traçador; e por Zeng *et al.* (2013) de 3 a 9 N-CSTR em série com um filtro anaeróbio preenchido com anéis de plástico (tipo *Kaldnes K1*) e pérolas de vidro com 7 mm de diâmetro (1 L) e operado com TDH de 4,5 a 9 h com cloreto de sódio como traçador.

As médias das curvas de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) para os filtros anaeróbios operados com TDH de 8 h são apresentadas na Figura 11.

Figura 11. Médias das curvas de DTR obtidas experimentalmente nos ensaios de estímulo-resposta realizados nos filtros anaeróbios com TDH de 8 h.



(a)



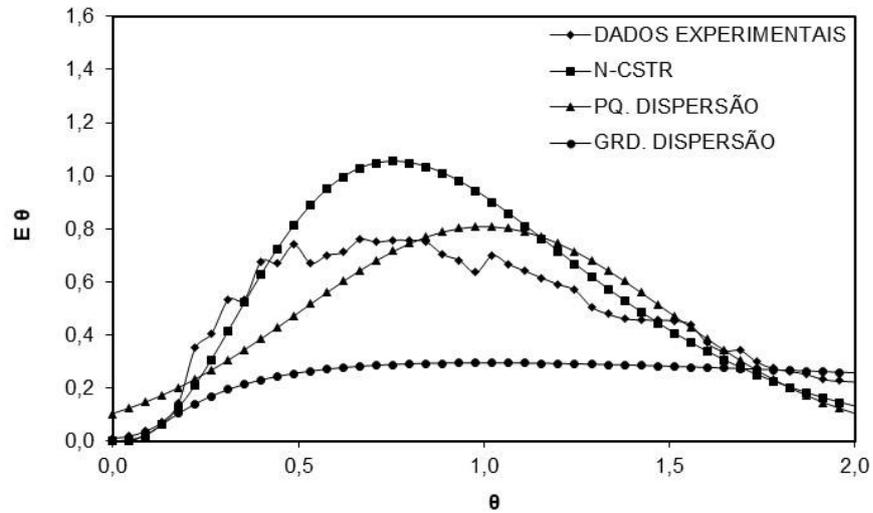
(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila; -◆- Dados Experimentais; -■- N-CSTR em série; -▲- Pequena Dispersão; -●- Grande Dispersão.

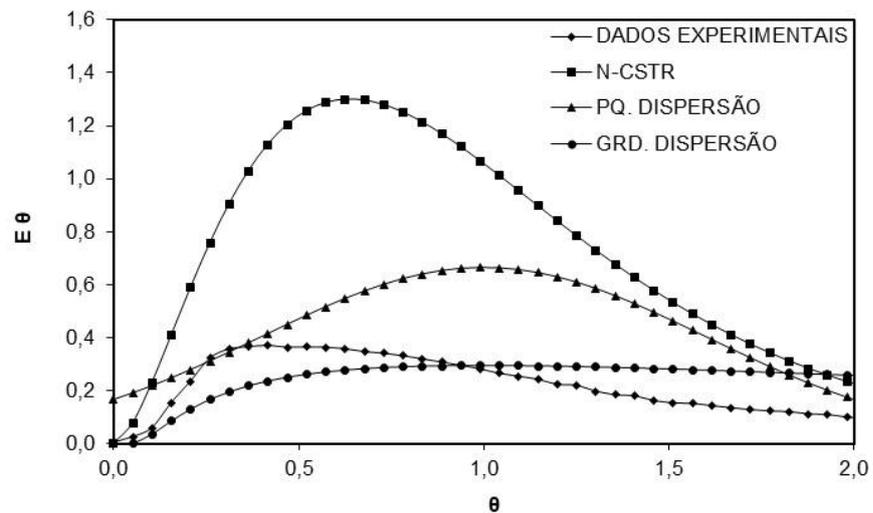
Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Na Figura 12 são apresentadas as médias das curvas de DTR para os filtros anaeróbios operados com TDH de 8 h.

Figura 12. Média das curvas de DTR obtidas experimentalmente nos ensaios de estímulo-resposta realizados nos filtros anaeróbios com TDH de 4 h.



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; a) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila; -♦- Dados Experimentais; -■- N-CSTR em série; -▲- Pequena Dispersão; -●- Grande Dispersão.

Fonte: adaptado de Baettker (2015)

Os coeficientes de correlação obtidos com o ajuste das curvas de DTR dos modelos teóricos e os dados experimentais são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Coeficientes de correlação obtidos com o ajuste dos dados experimentais aos modelos teóricos.

Etapa	Meio suporte	Ensaio	N-CSTR	PD	GD
I (TDH 8 h)	Borracha de pneu	1	0,940	0,727	0,574
		2	0,981	0,847	0,600
		3	0,986	0,819	0,511
	Cerâmica de argila	1	0,917	0,731	0,616
		2	0,927	0,721	0,600
		3	0,961	0,759	0,392
II (TDH 4 h)	Borracha de pneu	1	0,937	0,784	0,698
		2	0,975	0,843	0,544
		3	0,864	0,926	0,777
	Cerâmica de argila	1	0,947	0,727	0,450
		2	0,965	0,719	0,229
		3	0,966	0,753	0,357

Através da análise das curvas de DTR e dos coeficientes de correlação, é possível observar que o melhor ajuste dos dados experimentais foi para o modelo de reatores de mistura completa em série (N-CSTR) com valores médios de 0,935 e 0,969 na Etapa I e de 0,959 e 0,925 na Etapa II para os filtros com borracha de pneu e cerâmica de argila, respectivamente.

Dentre os modelos uniparamétricos de dispersão, o modelo de pequena dispersão (PD) apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, apesar de inicialmente os ensaios não respeitarem suas premissas ($D/uL < 0,01$ e dispersão idêntica dentro e fora do volume de controle). No entanto, o ajuste feito pelos dois modelos não foi satisfatório devido à grande dispersão em relação aos valores experimentais. Os coeficientes de correlação médios obtidos para o modelo de pequena dispersão foram de 0,791 e 0,737 na Etapa I e de 0,851 e 0,733 na Etapa II para os filtros com borracha de pneu e cerâmica de argila, respectivamente.

Na comparação entre os filtros anaeróbios com diferentes meios suportes para TDH de 8 h, o filtro com borracha apresentou os melhores valores de correlação entre os dados experimentais e teóricos (valores médios de 0,969, 0,791 e 0,562 para N-CSTR, PD e GD, respectivamente). No entanto, para o TDH de 4 h, o filtro com borracha apresentou os melhores valores de correlação apenas para os modelos de dispersão (valores médios de 0,851 e 0,673 para PD e GD, respectivamente).

Devido à elevada dispersão longitudinal encontrada no parâmetro $D \text{ uL}^{-1}$ nos modelos de dispersão de pequena e grande intensidade, ao valor do parâmetro N encontrado e ao melhor ajuste dos dados experimentais pelo modelo de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) em relação aos demais modelos, pode-se afirmar que o regime de fluxo predominante no filtro anaeróbio é o regime de fluxo de mistura completa.

Pérez-Pérez *et al.* (2016) analisaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB), com volume de 3,04 L, preenchido com diferentes quantidades de zeólita, operado com TDH de 12 h e utilizando dextrano azul como traçador. De acordo com os autores, foram obtidos de 1 a 2 N-CSTR em série e dentre os modelos uniparamétricos aplicados, o melhor ajuste dos dados experimentais foi para o modelo de tanques em série com erro quadrático médio variando de 0,008 a 0,02.

Fia *et al.* (2016) verificaram o comportamento hidrodinâmico em um reator biológico aerado submerso (FBAS) com volume útil de 13,5 L, preenchidos com tubos corrugado (tipo conduíte), operado com um TDH de 0,17 (etapa I) e 152 d (etapa II), tratando vinhaça de cana de açúcar e utilizando cloreto de lítio como traçador.

Os valores de N-CSTR encontrados foram de 1 e 2 tanques em série para as etapas I e II respectivamente. Em relação aos modelos de N-CSTR, pequena dispersão e grande dispersão, o melhor ajuste aos dados experimentais foi para o modelo de N-CSTR apresentando coeficientes de correlação de 0,990 para a etapa I e 0,854 para a etapa II.

Renuka *et al.* (2016) utilizaram um reator dividido em cinco câmaras conectadas em série, com volume de 20 L (cada), em que os três primeiros eram reatores anaeróbios compartimentados (RAC) e as demais câmaras eram filtros anaeróbios preenchidos com anéis de plástico tipo *Pall*. Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados com TDH de 12, 8 e 4 h utilizando a técnica de estímulo-resposta tipo pulso para a injeção de Rodamina B.

Os autores encontraram valores de 40, 28 e 19 N-CSTR em série no filtro anaeróbio quando operados com TDH de 12, 8 e 4 h, respectivamente. Em relação ao padrão de mistura, os valores de dispersão obtidos foram equivalentes a 0,013, 0,018 e 0,026 para o TDH de 12, 8 e 4, respectivamente. De acordo com os autores o padrão de fluxo foi considerado como completamente fluxo pistonado.

Freitas *et al.* (2017) realizaram o estudo hidrodinâmico em um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com volume útil de 4,75 L, preenchido com espuma de poliuretano e argila expandida, operado com TDH de 24, 18 e 12 h. Os traçadores utilizados para os ensaios de estímulo-resposta foram eosina Y e azul de bromofenol.

Os autores obtiveram de 2 a 3 N-CSTR em série para eosina Y e 1 a 3 N-CSTR em série para azul de bromofenol. Dentre os modelos uniparamétricos aplicados, o melhor ajuste dos dados experimentais foi para o modelo de tanques em série em todas as condições operacionais, apresentando valores de correlação variando de 0,915 a 0,997.

As estimativas para o número de Peclet (Pe) para pequena dispersão (PD) e para grande dispersão (GD) para cada condição operacional podem ser observadas na Tabela 14.

Tabela 14. Determinação do número de Peclet aplicado aos modelos uniparamétricos de dispersão em cada condição operacional.

Etapa	Meio suporte	Ensaio	Pe (PD)	Pe (GD)
I (TDH 8 h)	Borracha de pneu	1	7,5	3,8
		2	8,0	3,8
		3	6,5	3,7
	Cerâmica de argila	1	8,1	3,8
		2	7,7	3,8
		3	5,9	3,7
II (TDH 4 h)	Borracha de pneu	1	9,4	3,8
		2	6,5	3,8
		3	10,7	3,9
	Cerâmica de argila	1	6,3	3,7
		2	4,9	3,6
		3	5,5	3,7

Com base na Tabela 14, para o filtro anaeróbio com borracha de pneu na primeira etapa os valores de Peclet médios obtidos foram de 7,3 e 3,7 para os modelos de PD e GD, respectivamente. Para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila os valores médios de Peclet foram de 7,2 e 3,7, respectivamente.

Na segunda etapa, os valores médios foram de 8,8 e 3,8 para o filtro com borracha de pneu e 5,5 e 3,6 para o filtro com cerâmica de argila.

De Nardi *et al.* (1999) realizaram um estudo hidrodinâmico utilizando diversos tipos de traçadores (azul de bromofenol, dextrana azul, eosina Y, violeta mordante, rodamina WT e verde de bromocresol) em um reator de leito fixo horizontal, com volume total de aproximadamente 2 L, preenchidos com esferas cerâmicas porosas com diâmetro de 5 mm, operados com TDH de 2, 5 e 7 h e alimentado apenas com água destilada.

Para os ensaios realizados com eosina Y, os autores obtiveram valores de Peclet equivalentes a 6 para pequena dispersão e 9 para grande dispersão e números de tanques em série igual a 3. O valor de coeficiente de correlação obtidos para pequena dispersão foi equivalente a 0,614, 0,707 para grande dispersão e 0,698 para N-CSTR em série.

Perez-Perez *et al.* (2014) analisaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB) operado sem zeólita e com zeólita como meio suporte, com TDH de 12 h e volume de 3,04 L. Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados utilizando a técnica de estímulo-resposta tipo degrau e cloreto de sódio como traçador.

Os autores obtiveram valores de Peclet equivalentes a 3,15 e 5,46 para os modelos de PD e GD, respectivamente, quando o reator EGSB foi operado sem zeólita e valores equivalente a 3,35 e 5,70 para o reator com zeólita.

González-Gutiérrez *et al.* (2015) operaram um reator bioeletroquímico de leito fixo e fluxo ascendente com volume total de 523 mL, preenchido com carvão ativado granular, operado com TDH de 1 e 4 h, tratando efluente têxtil sintético. Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados utilizando lanasol azul como traçador seguindo a metodologia reportada por Levenspiel (2004).

De acordo com os autores, o reator foi definido como uma combinação de fluxo pistonado e mistura completa de tanques em série (N-CSTR). Os valores de Peclet obtidos foram de 1,875 para o TDH de 1 h e 19,829 para o TDH de 4 h, em relação aos valores de dispersão equivalentes a 0,533 para TDH de 1 h e 0,050 para o TDH de 4 h.

5.2 Calibração e validação do MMSLF para perfis de amostragem temporal

As equações de balanço de massa foram desenvolvidas de acordo com o número de reatores de mistura completa em série (N-CSTR) obtidos com o ajuste dos dados experimentais dos ensaios hidrodinâmicos aos modelos teóricos uniparamétricos. Os dados do N-CSTR, DQO de amostras brutas e SSV por compartimento utilizados como dados de entrada no MMSLF foram obtidos por Baettker (2015) para os filtros anaeróbios preenchidos com borracha de pneu e cerâmica de argila e operados com TDH de 8 h e 4 h (Tabela 15).

Tabela 15. Valores de N-CSTR, DQO (mg L^{-1}) e SSV (mg L^{-1}) obtidos por Baettker (2015).

N-CSTR	TDH de 8 h				TDH de 4 h			
	Borracha		Cerâmica		Borracha		Cerâmica	
	4	4	4	3	4	3	4	3
Compartimento	DQO	SSV	DQO	SSV	DQO	SSV	DQO	SSV
1º	162	1422	186	1422	202	1422	154	1422
2º	118	1052	131	1052	139	1052	138	847
3º	121	642	109	642	110	642	133	423
4º	34	432	71	432	135	432	-	-

Os valores de SSV foram calculados a partir da proporção apresentada por Carvalho (2006) e Cezano (2016), uma vez que não foram determinados por Baettker (2015) para cada compartimento.

Carvalho (2006) e Cezano (2016) utilizaram as proporções de redução de aproximadamente 26,3%, 39,2% e 49,4% para os compartimentos C2, C3 e C4 em relação ao compartimento C1, respectivamente.

Com base nestes dados, foi possível aplicá-los ao modelo matemático proposto juntamente com dados dos ensaios hidrodinâmicos apresentados anteriormente.

5.2.1 Comportamento da DQO no modelo proposto

O ajuste da variação da DQO afluente ao longo do tempo resultou em equações polinomiais de diferentes ordens que foram aplicadas no MMSLF (Tabela 15). O ajuste foi realizado para todos os perfis de amostragem temporal devido à variabilidade da concentração da matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente, conforme discutido no item 4.7.2.

A otimização da constante cinética de primeira ordem (k_1) na faixa de 0 a 1 h⁻¹ foi determinada através de análises estatística comparando dados da DQO simulada com valores da DQO experimental. Considerando nível de significância igual a 5%, a determinação do k_1 foi feita de acordo com o maior p-valor obtido na estatística, ou seja, valor menos significativo. Dessa forma, k_1 fixado representa a menor diferença entre os valores de DQO experimental e simulada.

Na Tabela 16 são apresentadas as equações polinomiais geradas a partir da variação da DQO afluente em função do tempo, os valores das constantes cinéticas de 1ª ordem obtidos com as simulações do MMSLF, os valores dos coeficientes de determinação para cada ajuste, os p-valores e o RMSE obtidos pela análise estatística.

Tabela 16. Equações polinomiais da variação de DQO ao longo do tempo, coeficientes de determinação, constante cinética de 1ª ordem otimizada obtidos para cada etapa.

Etapa	Filtro	Equação da variação da DQO afluente (mg L ⁻¹) em função do tempo (h)
I (TDH 8 h)	Borracha de Pneu	$-0,00001085t^6 + 0,001116t^5 - 0,03927t^4 + 0,5712t^3 - 2,957t^2 - 6,908t + 563,94$ $(R^2 = 0,999) (RMSE = 1,739)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,4 \text{ h}^{-1} (\text{p-valor} = 0,592)$
	Cerâmica de Argila	$-0,00001085t^6 + 0,001116t^5 - 0,03927t^4 + 0,5712t^3 - 2,957t^2 - 6,908t + 563,9$ $(R^2 = 0,999) (RMSE = 1,739)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,4 \text{ h}^{-1} (\text{p-valor} = 0,596)$
II (TDH 4 h)	Borracha de Pneu	$-0,0002141t^6 + 0,01591t^5 - 0,4443t^4 + 5,727t^3 - 33,41t^2 + 68,04t + 368,4$ $(R^2 = 0,891) (RMSE = 25,02)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,4 \text{ h}^{-1} (\text{p-valor} = 0,571)$
	Cerâmica de Argila	$-0,0002141t^6 + 0,01591t^5 - 0,4443t^4 + 5,727t^3 - 33,41t^2 + 68,04t + 368,4$ $(R^2 = 0,891) (RMSE = 25,02)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,4 \text{ h}^{-1} (\text{p-valor} = 0,453)$

As equações polinomiais obtidas em cada etapa de operação eram similares, pois os filtros anaeróbios foram alimentados com o mesmo efluente sintético e estas equações são baseadas nos valores da DQO afluente.

Ao comparar as duas etapas de operação, observou-se maior coeficiente de determinação (R^2) e RMSE (*Root Mean Square Error*) na Etapa I com valores equivalentes a 0,999 e 1,739, respectivamente. De acordo com o critério *Akaike Information Criterion* (AIC), o menor valor de RMSE indica melhor ajuste do modelo em relação aos dados experimentais.

Na Tabela 16 foi possível observar que os valores obtidos para as constantes cinéticas de 1ª ordem resultaram em aproximadamente $0,4 \text{ h}^{-1}$ para todas etapas de operação.

Os valores similares podem ser resultado da presença do meio suporte que favoreceu o crescimento e posteriormente a aderência da biomassa, proporcionando maior estabilidade nos filtros anaeróbios, independentemente do tipo de material utilizado como meio suporte. Outro fator pode ser atribuído à condição de operação inicial favorável, ou seja, quando operado com TDH igual a 8 h a velocidade ascensional nos filtros anaeróbios era menor, contribuindo para a melhor adaptação dos microrganismos ao meio.

Dessa forma, acredita-se que ao iniciar a Etapa II, a biomassa já estava aderida ao meio suporte e estabilizada. Assim, mesmo aplicando a sobrecarga hidráulica de 50%, reduzindo o TDH para 4 h, não houve diferença na constante cinética de 1ª ordem.

De acordo com Zaiat *et al.* (1996) o crescimento da biomassa de forma aderida proporciona ao sistema de tratamento maior tempo de retenção celular, mesmo em menor TDH. No entanto, algumas falhas no desenvolvimento do biofilme e do lodo podem ocorrer devido às características do afluente, natureza do meio suporte, bem como projeto e modo de operação de filtros anaeróbios.

Karadag *et al.* (2015) afirmam que dentre os tipos de biorreatores, o filtro anaeróbio de fluxo ascendente proporciona maior eficiência de tratamento, bem como, possui maior tolerância em relação a aplicação de sobrecarga hidráulica e à toxicidade de metais pesados devido a estabilidade do sistema decorrente do desenvolvimento de biomassa de forma aderida.

Busato e Pawlowsky (2005) avaliaram a cinética microbiana em termos de remoção de matéria orgânica, aplicando equações cinéticas de primeira ordem em

um filtro anaeróbio de fluxo ascendente utilizado como pós-tratamento de um reator anaeróbio do tipo UASB em escala real em uma estação de tratamento de esgotos de Imbituva – PR. O filtro anaeróbio possuía um volume útil total de 454 m³ operado com vazão de 6,56 L s⁻¹ (23616 L h⁻¹), TDH de 20 h e utilizaram brita nº 4 como meio suporte.

De acordo com os autores foram obtidos valores de constante cinética de 1ª ordem equivalente a variando de 6,72 h⁻¹ (0,28 d⁻¹) a 18,72 h⁻¹ (0,78 d⁻¹) e eficiência de remoção de matéria orgânica equivalente a 31%. O valor do coeficiente de correlação obtido foi equivalente a 0,371. Segundo os autores, o baixo valor de R pode estar relacionado à temperatura e a baixa concentração do afluente, uma vez que o filtro anaeróbio atuou como pós-tratamento do reator UASB.

Carvalho (2006) notou redução dos valores de k_1 de aproximadamente 0,61 h⁻¹ a 0,63 h⁻¹ na modelagem matemática de um reator tipo UASB operado com vazão constante (16 L h⁻¹) para 0,52 h⁻¹ e 0,22 h⁻¹ quando submetido à variação cíclica da vazão afluente de 40% (pico de vazão afluente: mínimo de 14,5 L h⁻¹ e máximo de 17,5 L h⁻¹) e 60% (pico de vazão afluente: mínimo de 13,7 L h⁻¹ e máximo de 18,3 L h⁻¹).

A autora notou valores de coeficientes de correlação variando de 0,86 a 1,0 em seus dados de calibração resultantes de 6 perfis com variação de carga orgânica de 0,16 a 0,41 kgDQO d⁻¹ e hidráulicas cíclicas.

Estes valores são similares aos coeficientes de determinação verificados neste trabalho para os filtros de borracha de pneu e cerâmica de argila de 0,999 quando operados com TDH de 8 h e de 0,898 quando operados com TDH de 4 h.

Padilla-Gasca e López (2010) obtiveram valores de constantes cinéticas de 1ª ordem (k_1) equivalentes a 0,029 h⁻¹ (R = 0,58), 0,129 h⁻¹ (R = 0,82) e 0,587 h⁻¹ (R = 0,61) em um modelo de consumo de matéria carbonácea de efluente de abatedouro. Para tanto foi utilizando um filtro anaeróbio (4,6 L), preenchido com esferas de plástico, operado com TDH de 24 h e submetido a variação de temperatura de 20 °C, 27,5 °C e 35 °C.

De acordo com os autores, a temperatura deve ser considerada um fator determinante, uma vez que foi observado um aumento nos valores de k_1 para consumo de matéria orgânica em aproximadamente 345% e 1925% quando a temperatura aumentava.

Cezano (2016) apresentou valores de constantes cinéticas de 1ª ordem de aproximadamente $0,029 \text{ h}^{-1}$, $0,058 \text{ h}^{-1}$ e $0,062 \text{ h}^{-1}$ para remoção de DQO em um reator tipo UASB (250 L) tratando efluente têxtil. O reator foi operado em três fases sendo TDH de 24 h e vazão de 250 L d^{-1} na fase FI, TDH de 16 h e vazão de 375 L d^{-1} na fase FII e TDH de 12 h e vazão de 500 L d^{-1} na fase FIII. A autora obteve valores de coeficientes de correlação iguais a 0,73, 0,17 e 0,82 para o consumo da DQO.

De acordo com a autora o baixo coeficiente cinético obtido poderia estar relacionado ao elevado teor de sulfato no afluente que resultou no direcionamento do consumo da matéria orgânica como doador de elétrons para a redução do sulfato ao invés de reduzir o corante. O baixo coeficiente de correlação (0,17) provavelmente ocorreu devido à instabilidade nos dados do afluente decorrente da diversidade de processos de lavagens de *jeans*.

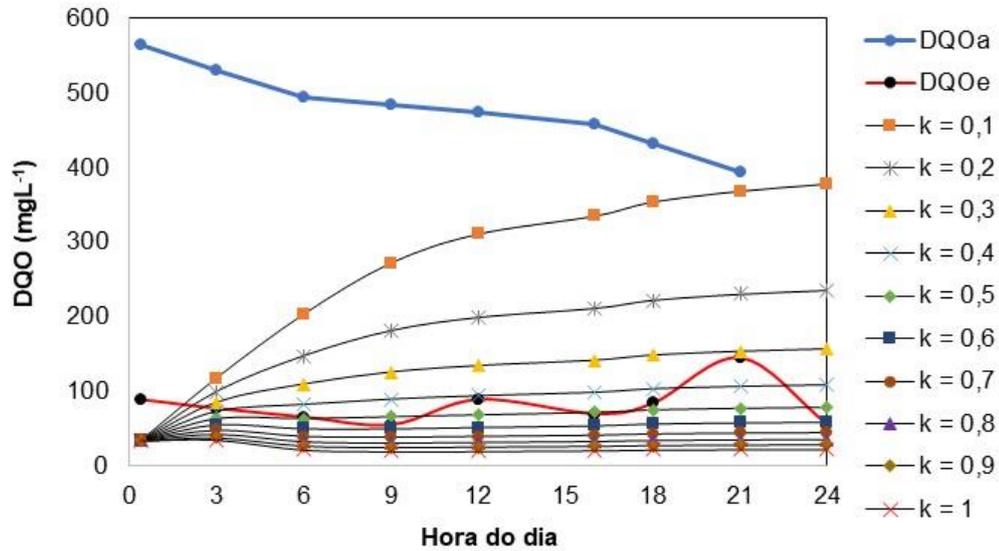
Ao aplicar a sobrecarga hidráulica em 34% e 50% e conseqüentemente o aumento da vazão, a autora notou aumento nos valores de k_1 em aproximadamente 100% e 114%, respectivamente.

Aquino *et al.* (2017) apresentaram valores de constantes cinéticas de 1ª ordem para remoção de matéria orgânica variando de $0,18$ a $0,19 \text{ h}^{-1}$ em um reator de leito fixo preenchido com espuma de poliuretano, com volume de 2,5 L, operados com TDH de 60 h, tratando vinhaça de cana de açúcar.

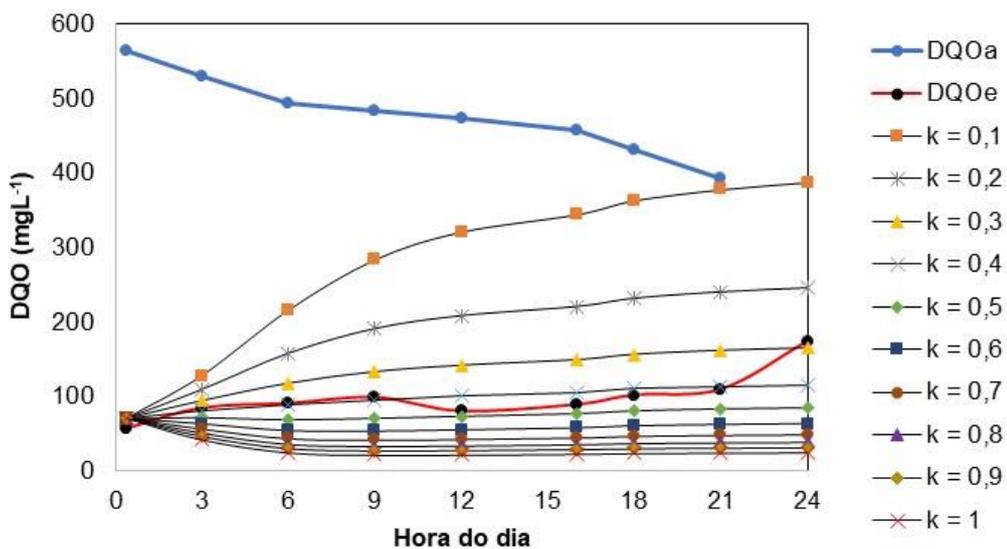
Os autores verificaram que com aumento na velocidade superficial ($1,24$ a $2,58 \text{ cm h}^{-1}$), bem como, a aplicação de níveis elevados de carga orgânica ($7,2$ a $15 \text{ kgCOD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) não afetaram os valores de k_1 que se manteve constante. O comportamento foi justificado pelo possível acúmulo de sólidos no leito que afetou negativamente na transferência de massa através das zonas estagnadas.

Com base nos valores obtidos no MMSLF foi possível traçar as curvas da variação da DQO nas amostras do efluente os filtros anaeróbios de borracha de pneu e cerâmica de argila em função do tempo quando operados com TDH de 8 como pode ser observado na Figura 13.

Figura 13. Variação da DQO efluente experimental (DQOe) e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal de 24 h dos filtros anaeróbios de borracha de pneu e cerâmica de argila operados com TDH de 8 para variação do k_1 de 0 a 1 h^{-1} .



(a)

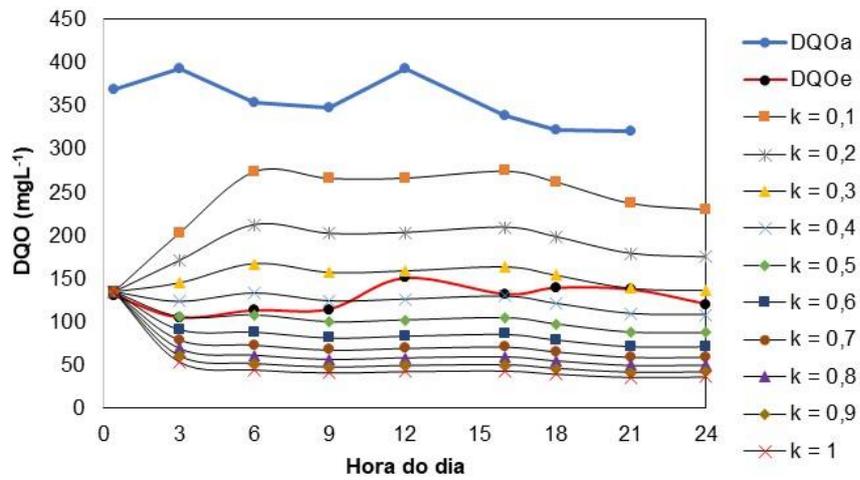


(b)

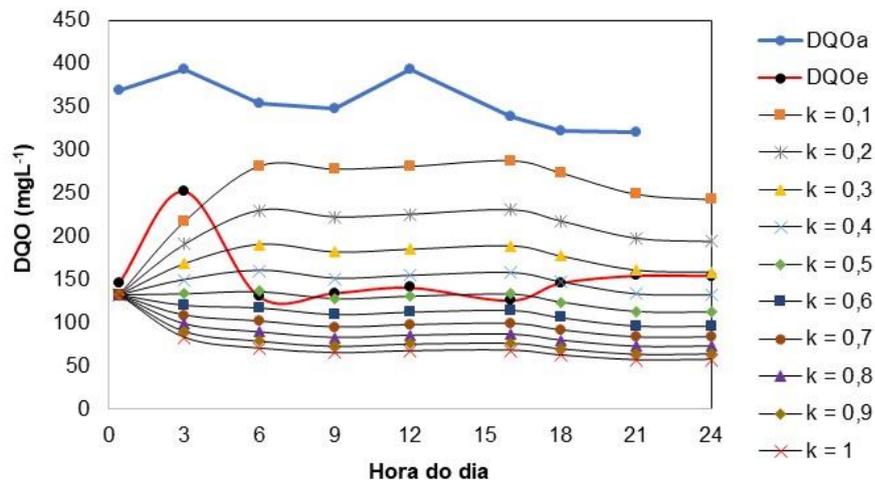
Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Na Figura 14 são apresentadas as curvas da variação da DQO nas amostras do efluente dos filtros anaeróbios em função do tempo em função do tempo quando operados com TDH de 4 h.

Figura 14. Variação da DQO efluente experimental (DQOe) e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal de 24 h dos filtros anaeróbios de borracha de pneu e cerâmica de argila operados com TDH de 4 h para variação do k_1 de 0 a 1 h^{-1} .



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Por meio das curvas de DQO experimental foram observados alguns picos que provavelmente ocorreram devido a algum tipo de erro experimental ou ocorrência de arraste de sólidos na saída, bem como, a influência da variação da DQO nas amostras do afluente.

Karadag *et al.* (2015) afirmam que o filtro anaeróbio ou reatores de leito fixo são resistentes à aplicação de sobrecarga hidráulica devido ao desenvolvimento de

biofilme aderido ao meio suporte que proporciona maior contato dos microrganismos com o efluente e diminuem a ocorrência de arraste de sólidos.

De acordo com Aquino *et al.* (2017), ao comparar o desempenho de um reator de leito fixo e uma configuração alternativa de reator de leito fixo, afirmam que a acumulação de sólidos ou o crescimento contínuo do biofilme estão mais relacionados com a obstrução do leito, afetando negativamente o desempenho do sistema de tratamento decorrente da diminuição do volume útil do reator, ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos e caminhos preferenciais.

Dessa forma, a provável ocorrência de picos nas curvas de DQO experimental deve estar relacionada à erro experimental ou influência da DQO afluente ao invés da ocorrência de arraste de sólidos.

As simulações do MMSLF foram realizadas fixando os valores da DQO e SSV para cada compartimento dos filtros anaeróbios, conforme descrito na rotina computacional desenvolvida no Matlab (Apêndice B). Desta forma, as simulações realizadas, variando a constante cinética k_1 de 0 a 1 h^{-1} , resultaram em faixas de DQO efluente ao longo do tempo para o último comportamento de cada filtro (DQO simulada).

Ao comparar a Figura 13a e a Figura 13b, bem como, a Figura 14a e a Figura 14b, foi possível observar um comportamento similar entre as curvas da DQO efluente simuladas, uma vez que as equações polinomiais foram geradas a partir de dados experimentais similares da DQO afluente.

Na Tabela 17 são apresentadas as faixas de conjuntos de dados da DQO nas amostras do efluente experimental (observada) e simulada no MMSLF para os filtros anaeróbios com borracha de pneu e cerâmica de argila nos perfis de amostragem temporal.

Tabela 17. Valores de DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo em cada etapa nos filtros anaeróbios.

T (h)	TDH de 8 h				TDH de 4 h			
	Borracha de pneu		Cerâmica de Argila		Borracha de pneu		Cerâmica de argila	
	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)
0	89	34	58	71	131	135	145	133
3	77	35 a 118	85	43 a 128	105	54 a 203	252	83 a 217
6	65	22 a 203	91	25 a 216	113	44 a 274	131	70 a 282
9	55	20 a 272	99	22 a 284	115	41 a 266	135	65 a 278
12	89	20 a 311	81	22 a 321	151	42 a 267	141	67 a 281
16	70	21 a 335	90	23 a 345	132	43 a 275	126	68 a 288
18	84	22 a 354	102	24 a 364	140	40 a 262	146	62 a 273
21	146	23 a 369	110	25 a 378	138	36 a 237	155	57 a 249
24	55	23 a 378	174	25 a 388	121	39 a 240	154	57 a 243

Legenda: DQOe correspondem aos valores da DQO experimental no efluente; DQOs correspondem aos valores da DQO simulada no MMSLF.

Nas simulações do MMSLF foram obtidas faixas valores para DQO simulada de 20 a 378 mg L⁻¹ para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e de 22 a 388 mg L⁻¹ para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila quando operados com TDH de 8 h. Para o TDH igual a 4 h, as faixas de DQO simulada obtidas foram de 36 a 275 mg L⁻¹ para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e de 57 a 288 mg L⁻¹ para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Com a redução do TDH em 50% (carga hidráulica) em ambas etapas de operação foi notado aumento nos valores de DQO. Tais valores correspondem a 58% para a DQO experimental e 28% para DQO simulada no filtro anaeróbio com borracha. No filtro com cerâmica de argila, o aumento nos valores de DQO foi de aproximadamente 55% e 37% para DQO experimental e simulada, respectivamente.

De acordo com Baettker *et al.* (2017, *no prelo*), o filtro anaeróbio com borracha de pneu alcançou eficiência média de remoção de DQO de 88% e 63% nas Etapas I (TDH de 8 h) e II (TDH de 4 h), respectivamente; e o filtro anaeróbio com cerâmica de argila de 81% na Etapa I e 60% na Etapa II.

Ladu e Lü (2014) operaram um filtro anaeróbio composta por quatro colunas em que as três primeiras correspondia a uma zona anaeróbia e a última coluna era anóxica. As colunas anaeróbias apresentavam volume útil de 90 L e a coluna anóxica possuía volume útil igual a 60 L. Todas as colunas eram conectadas em

série, preenchidos com filtros de tecido e operados com TDH de 1, 2, 3 e 4 d, respectivamente.

Os autores afirmaram que a eficiência de remoção de DQO diminuem à medida que o TDH é diminuído, independente da concentração da matéria carbonácea nas amostras afluente.

Assim, por meio da Tabela 17 foi possível observar que a redução do TDH não acarretou na variação da velocidade de degradação, ou seja, a constante cinética de 1ª ordem manteve-se constante nas simulações realizadas. Mesmo com a diminuição do TDH e a velocidade de degradação da DQO constante nos filtros anaeróbios, conseqüentemente resultou na diminuição da eficiência de remoção de DQO em 25% para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e em 21% para ao filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Jo *et al.* (2015) analisaram a eficiência de um filtro anaeróbio (1,4 L) preenchido com escória de aço como meio suporte, utilizado no tratamento de efluente de adega de arroz. Os autores observaram redução na eficiência de remoção de DQO para o filtro operado com TDH de 10, 7, 5,3, 3,4 e 2,2 d (acima de 84% até 2,2 d) comparado ao TDH de 1,3 d (de 75,6%).

Os autores justificaram o comportamento estável do filtro anaeróbio ao desenvolvimento da biomassa aderida no meio suporte, mesmo com a redução do TDH de 10 d para 1,3 d. No entanto, a alteração para TDH de 0,7 d, resultou em redução acentuada na eficiência de remoção (DQO < 50%) pela acidificação do filtro anaeróbio.

Na Tabela 18 são apresentadas as amplitudes obtidas nos valores de DQO simulada para as etapas I e II para ambos os filtros anaeróbios.

Tabela 18. Conjunto de dados referentes a amplitude dos valores da DQO simulada para as Etapas I e II.

Tempo (h)	Etapa I - TDH de 8 h		Etapa II - TDH de 4 h	
	Borracha de pneu	Cerâmica de argila	Borracha de pneu	Cerâmica de argila
	DQOs (mg L ⁻¹)			
0	0	0	0	0
3	83	86	149	134
6	181	191	230	211
9	252	262	225	213
12	291	299	224	214
16	314	321	231	220
18	332	339	223	211
21	346	353	202	192
24	355	363	194	185

Menor amplitude de variação dos valores da DQO simulada (DQOs) foi notada no filtro anaeróbico com borracha de pneu na Etapa I. Na Etapa II as menores amplitudes da DQO simulada (DQOs) foram observadas no filtro anaeróbico com cerâmica de argila.

Em relação à aplicação da sobrecarga hidráulica em 50%, houve um aumento da amplitude nos dois filtros anaeróbios. Assim, foi possível verificar que o filtro anaeróbico com borracha de pneu apresentou um aumento nos valores de amplitude correspondente a 22% enquanto que o filtro anaeróbico com cerâmica de argila aumentou a amplitude em 29%.

Dessa forma, foi possível notar que dentre as configurações analisadas, o filtro anaeróbico com borracha de pneu mostrou maior capacidade de amortecimento à variação da carga hidráulica imposta na remoção da matéria carbonácea em termos de DQO.

5.2.2 Validação do MMSLF

Os dados de entrada aplicados para a validação do MMSLF foram obtidos a partir do conjunto de valores reportados por Niciura (2005). O autor operou um reator anaeróbico de leito expandido (RALEX) em escala plena (32 m³) confeccionado

em aço carbono zincado à quente, preenchido com 8000 kg de borracha de pneu inservíveis triturada (BPIT) como meio suporte.

O reator foi inoculado com aproximadamente 6 m³ de lodo proveniente de um reator do tipo UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Flores localizando no município de Rio Claro – SP. Além disso, o RALEx foi operado com TDH de 3,2 h e vazão constante equivalente a 10 m³ h⁻¹ no tratamento de esgotos sanitários.

Niciura (2005) obteve 3 reatores de mistura completa (N-CSTR) em série nos ajustes dos dados experimentais dos ensaios hidrodinâmicos aos modelos teóricos uniparamétricos.

Na Tabela 19 é apresentada a equação da variação da DQO afluente ao longo do tempo, constante cinética de 1ª ordem (k_1), coeficiente de determinação (R^2), p-valor e o RMSE obtidos com base nos perfis de amostragem temporal reportados por Niciura (2005).

Tabela 19. Equações polinomiais da variação da DQO ao longo do tempo, coeficientes de determinação e constantes cinéticas de 1ª ordem otimizadas obtidos nos perfis de amostragem temporal.

Perfis	Equação da variação da DQO afluente (mg L ⁻¹) em função do tempo (h)
1	$0,001319t^6 - 0,07714t^5 + 1,733t^4 - 18,43t^3 + 88,36t^2 - 143,5t + 715,5$ $(R^2 = 0,922) \text{ (RMSE} = 83,9)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,5 \text{ h}^{-1} \text{ (p-valor} = 0,947)$
2	$0,003867t^6 - 0,2242t^5 + 4,915t^4 - 49,84t^3 + 222,7t^2 - 311,5t + 657,4$ $(R^2 = 0,915) \text{ (RMSE} = 97,71)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,5 \text{ h}^{-1} \text{ (p-valor} = 0,655)$
3	$0,001513t^6 - 0,08092t^5 + 1,618t^4 - 14,95t^3 + 62,86t^2 - 114,9t + 739,1$ $(R^2 = 0,969) \text{ (RMSE} = 49,18)$ $k_1 \text{ otimizado} = 0,5 \text{ h}^{-1} \text{ (p-valor} = 0,869)$

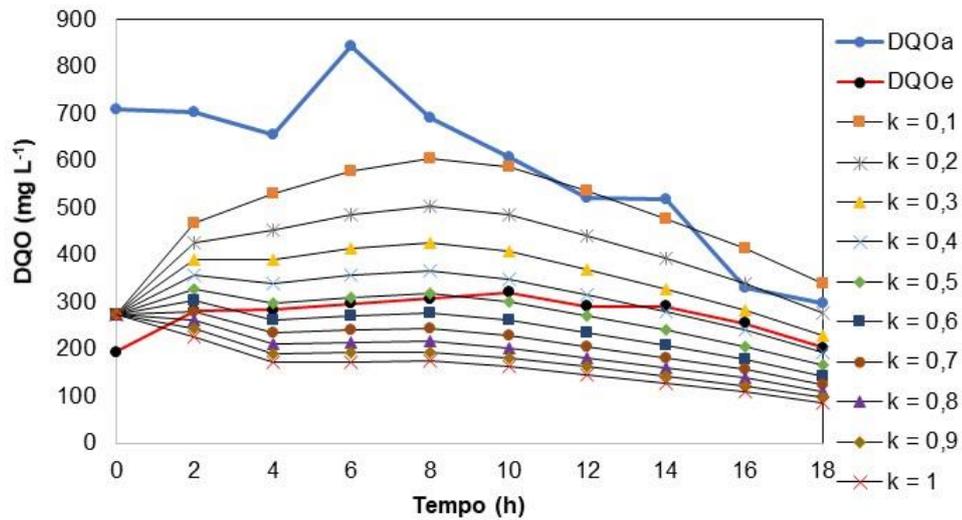
Fonte: adaptado de Niciura (2005).

Na Tabela 19 é possível observar melhores valores de coeficiente de determinação ($R^2 = 0,969$) e RMSE (equivalente à 49,19) no Ensaio 3.

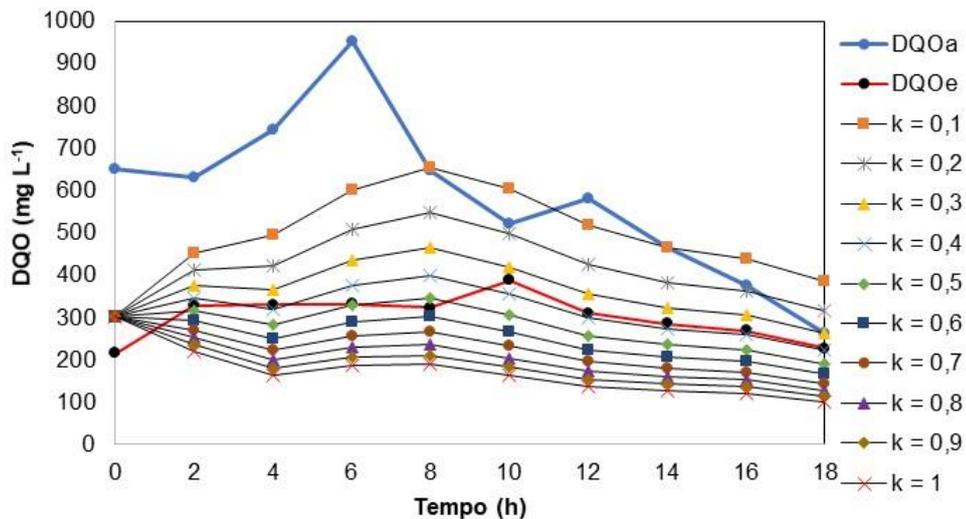
Os valores das constantes cinéticas de 1ª ordem (k_1) obtidos foram equivalentes a 0,5 h⁻¹ (Tabela 18) em todos os perfis realizados por Niciura (2015), o que pode ser atribuído a estabilidade do reator na remoção da matéria orgânica, mesmo com a variação na qualidade dos esgotos sanitários ao longo do dia.

Na Figura 15 são apresentadas as curvas da variação da DQO experimental e simulada nas amostras do efluente em função do tempo em três perfis de amostragem temporal realizados no RALE_x de acordo com os dados reportados por Niciura (2005).

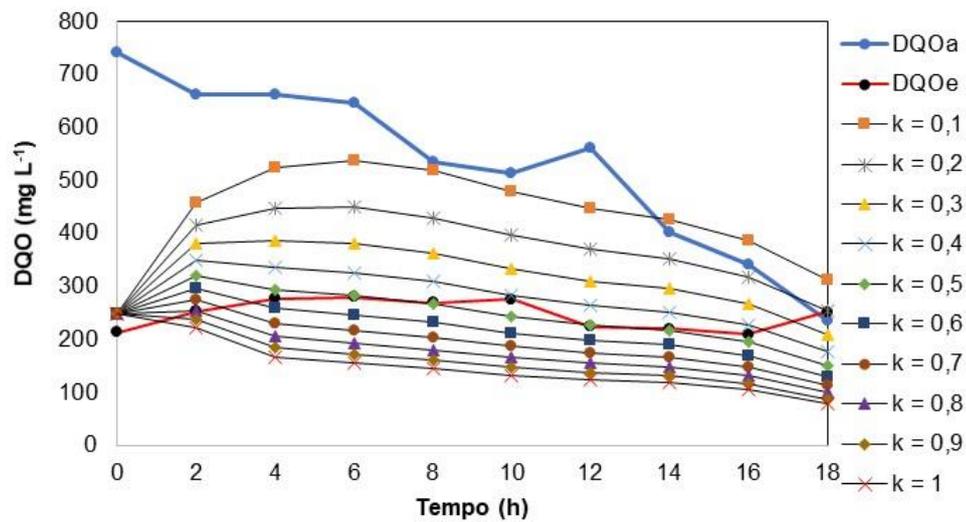
Figura 15. Variação da DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo nos perfis de amostragem temporal no RALE_x a partir dos dados reportados por Niciura (2005).



(a)



(b)



(c)

Legenda: a) Perfil 1; b) Perfil 2; c) Perfil 3.

Para cada perfil temporal foi determinada uma equação polinomial em função da variação da DQO afluente experimental. Dessa forma, as curvas de DQO efluente simulada para cada perfil apresentaram diferentes comportamentos, havendo apenas similaridade entre as curvas dos perfis 1 e 3, provavelmente devido à similaridade entre os dados da DQO afluente experimental.

Como comprovado estatisticamente, na Figura 15 foi possível observar claramente a proximidade da curva da DQO experimental com a DQO simulada com k_1 igual a $0,5 \text{ h}^{-1}$.

As faixas de conjuntos de dados da DQO nas amostras do efluente experimental e simulada obtidas durante a simulação do MMSLF para os perfis de amostragem temporal reportados por Niciura (2005) podem ser observadas na Tabela 20.

Tabela 20. Valores de DQO efluente experimental e simulada ao longo do tempo para cada perfil obtidos por Niciura (2005).

T (h)	Perfil 1		Perfil 2		Perfil 3	
	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)
0	194	272	215	301	213	247
2	282	226 a 468	328	220 a 451	253	221 a 456
4	283	171 a 529	330	164 a 494	277	167 a 523
6	296	173 a 578	331	187 a 560	279	155 a 537
8	307	174 a 605	324	189 a 655	269	144 a 518
10	320	162 a 585	388	163 a 606	275	132 a 480
12	290	145 a 535	310	137 a 518	223	124 a 447
14	290	128 a 477	286	128 a 466	220	118 a 425
16	254	109 a 414	269	122 a 440	209	104 a 387
18	202	87 a 339	228	101 a 385	251	78 a 311

Legenda: DQOe são os valores de DQO experimental do efluente; DQOs são os valores de DQO simulado.

O modelo indicou faixas de valores para DQOs de 128 a 605 mg L⁻¹ para o perfil 1, 101 a 655 mg L⁻¹ para o perfil 2 e 78 a 537 mg L⁻¹ para o perfil 3.

Além disso, verificou-se que os valores da DQO simulados obtidos no MMSLF demonstraram similaridade aos dados experimentais reportados por Niciura (2005) em que o autor apresenta respostas na remoção de matéria orgânica de 51%, 47% e 51% para os perfis 1, 2 e 3, respectivamente para uma DQO afluente de aproximadamente 700 mg L⁻¹.

5.3 Calibração e validação do MMSLF para perfis espaciais

A partir dos valores obtidos no modelo de N-CSTR, equivalentes a 3 e 4 reatores em série, foi determinada a distância (altura) de cada compartimento em relação à base dos filtros anaeróbios. No MMSLF foram aplicados os valores do número de reatores de mistura completa em série (N-CSTR) e de DQO e SSV das amostras do efluente de cada compartimento de acordo com os dados reportados por Baettker (2015), como pode ser observado na Tabela 21.

Os valores de SSV foram baseados nas mesmas proporções aplicadas nos perfis de amostragem temporal e os valores de DQO foram quantificados experimentalmente ao longo da altura de cada filtro anaeróbio.

Tabela 21. Valores de N-CSTR, altura (H) de cada compartimento, DQO (mg L⁻¹) e SSV (mg L⁻¹) nas amostras do efluente de cada compartimento obtidos por Baettker (2015).

TDH de 8 h						TDH de 4 h					
Borracha de Pneu			Cerâmica de argila			Borracha de Pneu			Cerâmica de argila		
N-CSTR = 4			N-CSTR = 4			N-CSTR = 4			N-CSTR = 3		
H (m)	DQO	SSV	H (m)	DQO	SSV	H (m)	DQO	SSV	H (m)	DQO	SSV
Afluente	393	-	Afluente	393	-	Afluente	398	-	Afluente	401	-
0,14	162	1422	0,14	186	1422	0,14	202	1422	0,18	154	1422
0,28	118	1052	0,28	131	1052	0,28	139	1052	0,37	138	847
0,42	84	642	0,42	109	642	0,42	110	642	0,56	133	423
0,56	51	432	0,56	71	432	0,56	86	432	-	-	-

Fonte: adaptado de Baettker (2015).

Com base nesses valores e na relação entre a distância entre os pontos e a velocidade de escoamento (0,7 m d⁻¹ para borracha de pneu e 0,14 m d⁻¹ para cerâmica de argila) obtidos por meio da Equação 19, foi possível determinar as constantes cinéticas de 1ª ordem para cada condição operacional (Tabela 22).

Tabela 22. Determinação das constantes cinéticas de 1ª ordem (h⁻¹) para cada compartimento em cada etapa de operação.

Compartimento	Etapa I - TDH 8 h		Etapa II - TDH 4 h	
	Borracha de pneu	Cerâmica de argila	Borracha de pneu	Cerâmica de argila
1º	0,44	0,37	0,68	0,75
2º	0,30	0,27	0,53	0,41
3º	0,26	0,21	0,43	0,32
4º	0,25	0,21	0,38	-

O decréscimo nos valores de k_1 ao longo da altura dos filtros anaeróbios era esperado, uma vez que, a degradação da matéria orgânica ocorre em sentido ascensional. Conforme o efluente sintético era introduzido no primeiro compartimento havia maior disponibilidade de matéria orgânica para os

microrganismos que ao passar para os demais compartimentos, conseqüentemente a degradação do substrato era reduzida.

Outro fator pode ser atribuído a maior atividade de microrganismos nas camadas inferiores dos filtros anaeróbios, caso sejam consideradas a ação da gravidade e a densidade que contribuíram na sedimentação do lodo para a base do filtro anaeróbio com o passar do tempo.

Ao aplicar a sobrecarga hidráulica de 50% em ambos os filtros houve aumento nos valores de k_1 em aproximadamente 52 a 77% para o filtro anaeróbio preenchido com borracha de pneu e 52 a 103% para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

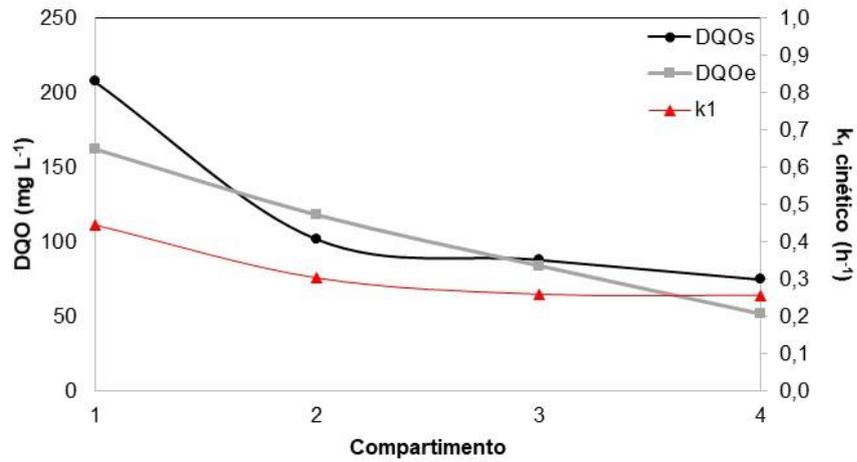
Ao realizar uma comparação entre os filtros anaeróbios foi possível observar que em ambas etapas de operação os valores de k_1 foram maiores no filtro com borracha de pneu em aproximadamente 12 a 24% na etapa I e 30 a 34 % na etapa II. Isso provavelmente ocorreu em decorrência das diferenças na morfologia de cada material.

Baettker *et al.* (2017, *no prelo*) utilizaram a técnica de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para realizar uma análise microbiológica da biomassa aderida tanto na borracha de pneu quanto na cerâmica de argila. Os autores observaram que o filtro com cerâmica de argila apresentou maior dificuldade na colonização do biofilme, provavelmente devido as características relacionadas a porosidade e área superficial.

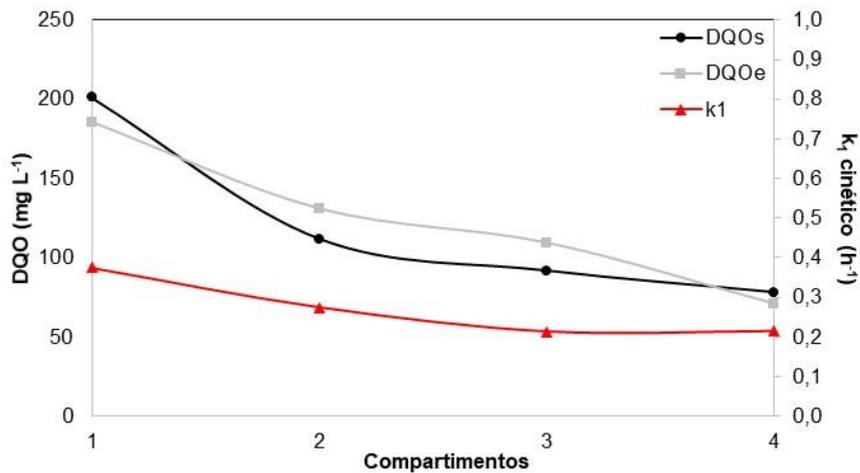
5.3.1 Comportamento da DQO no modelo proposto

Ao aplicar os dados de entrada no MMSLF, foi possível analisar as variações da DQO efluente experimental e simulada ao longo da altura de cada filtro anaeróbio quando operado com TDH de 8 h e em função do comportamento da cinética de 1ª ordem para consumo da DQO (Figura 16).

Figura 16. Variação da DQO efluente experimental (DQO_e) e simulada (DQO_s) ao longo da altura dos filtros anaeróbios, nos perfis de amostragem espacial, operados com TDH de 8 h.



(a)

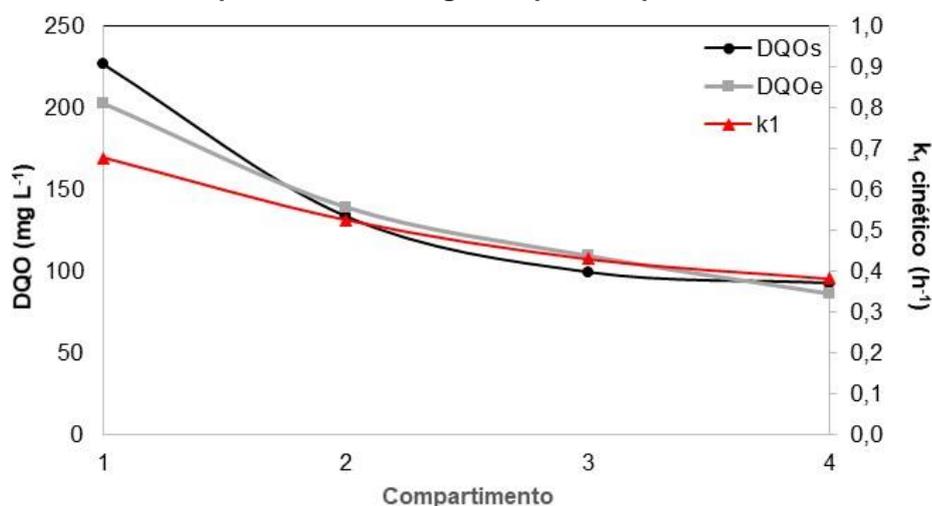


(b)

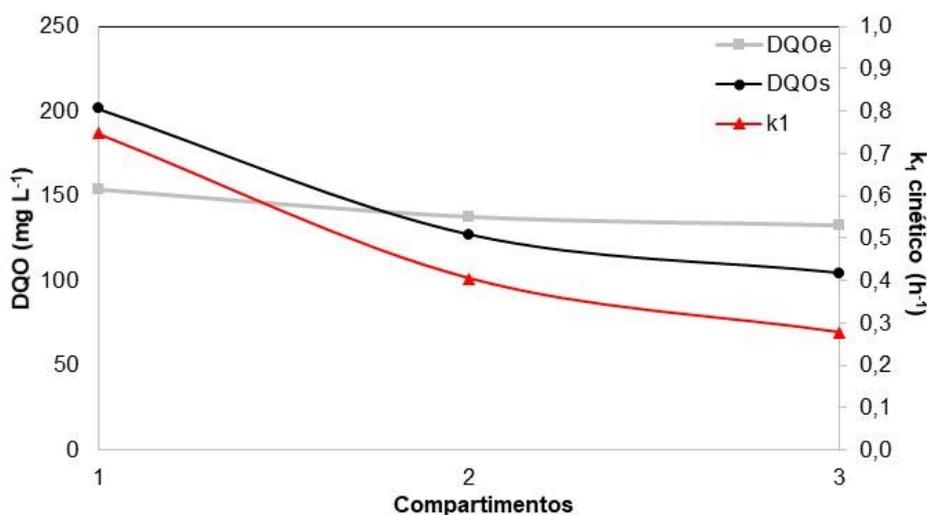
Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Na Figura 17 são apresentadas as variações das curvas de DQO efluente experimental e simulada obtidas nos filtros anaeróbios submetidos à aplicação de sobrecarga hidráulica de 50%.

Figura 17. Variação da DQO efluente experimental (DQOe) e simulada (DQOs) ao longo da altura dos filtros anaeróbios, nos perfis de amostragem espacial, operados com TDH de 4 h.



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Foi possível observar o decréscimo dos valores da DQOe e DQOs e da constante k_1 nas condições operacionais avaliadas em função do aumento da distância de cada compartimento em relação à base dos filtros anaeróbios.

Dessa forma, nota-se que a concentração de matéria carbonácea é diretamente proporcional à constante de 1ª ordem k_1 , ou seja, a atividade dos microrganismos na conversão do substrato em biomassa reduziu à medida que a DQO diminuiu.

Ao comparar os gráficos de cada condição operacional foi possível observar que o filtro anaeróbio preenchido com borracha de pneu e operado com TDH de 4 h apresentou os melhores resultados com maior proximidade nos valores de DQO_e e DQOs.

Viraraghavan e Varadarajan (1996) verificaram a aplicabilidade da cinética de 1ª ordem em cinco filtros anaeróbios. O primeiro FA apresentava volume de 9,5 L, preenchido com anéis de plástico (tipo *Pall*), operado com variação de temperatura de 5, 10 e 20 °C, TDH variando de 1 a 3 d, tratando efluente de tanque séptico. O segundo FA tinha volume de 9,5 L preenchido com anéis de plástico (tipo *Pall*), operado com variação de temperatura de 12,5, 21 e 30 °C, com variação de TDH de 1 a 6 d, tratando efluente de laticínio.

O terceiro FA era utilizado para o tratamento de águas residuárias provenientes de processamento de batata, com volume de 16,2 L, preenchido com brita, operado com de 1,5 d e variação de temperatura de 2, 4, 10 e 20 °C. O quarto FA era preenchido com anéis de plástico (tipo *Pall*), com volume de 3000 L, operado com variação de TDH de 0,8 a 4,9 d e temperatura de 23,6 a 27,1 °C, tratando efluente de abatedouro. O último FA era utilizado para o tratamento de efluente composto por soro de leite, com volume de 0,5 L, preenchido com pedaços de cerâmica, TDH variando de 0,52 a 1,7 d e temperatura variando de 16 a 20 °C.

Os autores obtiveram faixas de k_1 variando de 0,006 a 0,017 h⁻¹ para o primeiro FA, 0,018 a 0,067 h⁻¹ para o segundo FA, 0,003 a 0,011 h⁻¹ no terceiro FA, no quarto FA as faixas obtidas foram de 0,013 a 0,022 h⁻¹ e 0,090 a 0,274 h⁻¹ no último FA. Com esses valores, os autores observaram que os menores valores de k_1 corresponderam aos menores valores de remoção de DQO (37%) e o aumento da temperatura acarretou no aumento dos valores de k_1 (aproximadamente 33 a 67%) e da eficiência de remoção de DQO (aproximadamente de 13 a 45%).

Prades *et al.* (2017) analisaram o comportamento hidrodinâmico e cinético de um reator de leito fixo com crescimento de biofilmes na superfície de placas planas, com volume de 4,46 L, tratando efluente sintético, por meio de um modelo de dinâmica de fluido computacional (*Computational Fluid Dynamic* - CFD). Os autores utilizaram micro sensores para avaliar os perfis de consumo de oxigênio durante as condições de consumo de substrato e decaimento endógeno para estimar parâmetros cinéticos do consórcio microbiano.

Os autores observaram que o aumento da concentração da biomassa acarretou no aumento da taxa de consumo de oxigênio de aproximadamente 23%, indicando a maior atividade dos microrganismos na base do reator. Além disso, os autores verificaram que o transporte de massa líquida é difusivo na camada de biomassa.

Na Tabela 23 são apresentados os valores da DQO efluente experimental e DQO simulada obtidos durante as simulações no MMSLF para o filtro anaeróbio preenchido com borracha de pneu e cerâmica de argila nos perfis de amostragem espacial.

Tabela 23. Valores de DQO efluente experimental (DQOe) e simulada (DQOs) ao longo da altura para cada etapa nos filtros anaeróbios.

Compart.	TDH de 8 h				TDH de 4 h			
	Borracha de pneu		Cerâmica de argila		Borracha de pneu		Cerâmica de argila	
	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DQOe (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)
1º	162	207	186	201	202	226	154	202
2º	118	102	131	120	139	134	138	127
3º	84	88	109	92	110	99	110	105
4º	51	75	71	78	86	93	-	-

Ao comparar os valores da DQO experimental e simulada, verificou-se que os valores da DQO simulada no primeiro compartimento resultaram superiores em relação à DQO experimental em aproximadamente 22%, 8%, 11% e 24% para os filtros anaeróbios com borracha de pneu e cerâmica de argila operados com TDH de 8 h e 4 h, respectivamente.

Os valores da DQO simulada superiores aos dados da DQO experimental também ocorreram nos compartimentos 3 e 4 do filtro com borracha de pneu (5% e 32%) e no compartimento 4 do filtro com cerâmica de argila (9%), ambos operados com TDH de 8 h, bem como, no último compartimento do filtro com borracha de pneu (8%) quanto operados com TDH de 4 h.

Os valores de DQO simulada foram inferiores nos demais compartimentos com valores variando de 5 a 32%.

Na Tabela 24 são apresentadas as amplitudes obtidas nos valores de DQO experimental e simulada para as etapas I e II para ambos os filtros anaeróbios.

Tabela 24. Determinação da amplitude entre os dados de DQO experimental (DQOe) e simulada (DQOs) nas amostras de efluentes ao longo do reator nas etapas de operação I e II.

Compartimento	Etapa I - TDH de 8 h		Etapa II - TDH de 4 h	
	Borracha de pneu	Cerâmica de Argila	Borracha de pneu	Cerâmica de Argila
1 ^o	46	115	24	48
2 ^o	16	11	6	33
3 ^o	4	17	10	5
4 ^o	23	8	6	-

De acordo com a Tabela 24, notou-se que o filtro anaeróbio preenchido com borracha de pneu apresentou os menores valores de amplitude em ambas etapas de operação, ou seja, independente da aplicação da sobrecarga hidráulica. Além disto, ao comparar as condições operacionais em cada etapa, foi possível observar que as menores amplitudes foram obtidas quando os filtros anaeróbios eram submetidos a sobrecarga hidráulica de 50%, ou seja, com TDH igual a 4 h.

Assim, observou-se que dentre as configurações analisadas, o filtro anaeróbio com borracha de argila apresentou maior capacidade de amortecimento à variação da carga hidráulica imposta na remoção da matéria carbonácea em termos de DQO.

Na Tabela 25 são apresentadas as equações lineares e os R^2 resultantes da regressão linear entre os dados de k_1 e a DQO experimental para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e cerâmica de argila nas etapas I e II, respectivamente.

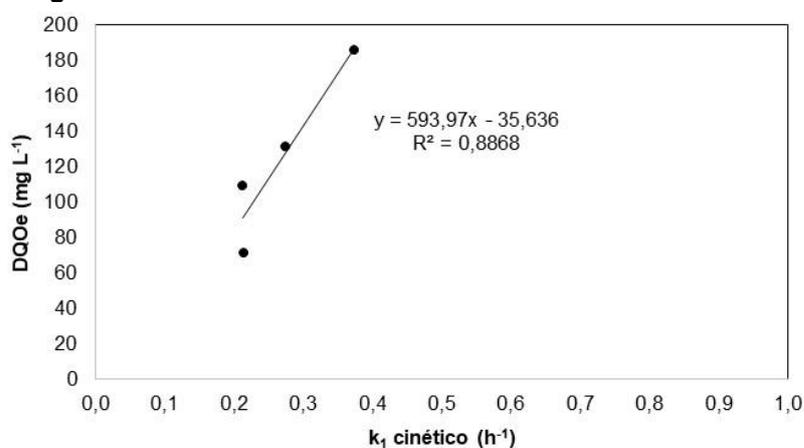
Tabela 25. Equações resultantes da regressão linear entre os valores de k_1 e DQO experimental.

Etapa	Filtro	Equações lineares
I (TDH 8 h)	Borracha de Pneu	$y = 489,88x - 50,263$ ($R^2 = 0,847$)
	Cerâmica de Argila	$y = 593,97x - 35,636$ ($R^2 = 0,887$)
II (TDH 4 h)	Borracha de Pneu	$y = 386,78x - 60,427$ ($R^2 = 0,996$)
	Cerâmica de Argila	$y = 45,095x + 119,78$ ($R^2 = 0,997$)

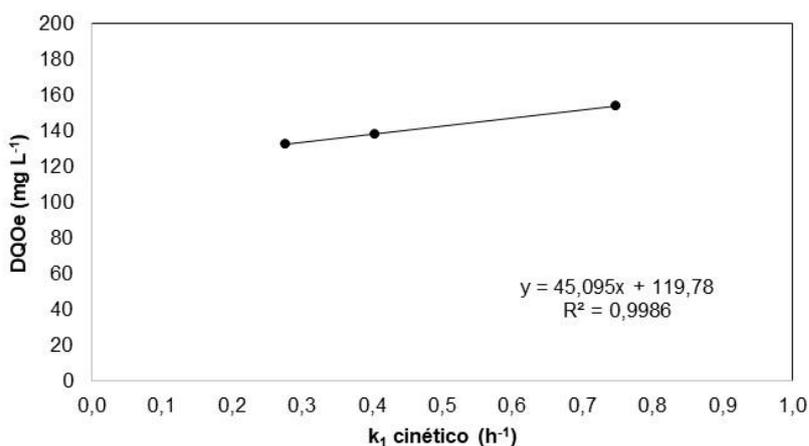
Por meio da Tabela 25 foi possível observar que a melhor ajuste entre os valores de k_1 e DQO experimental foi para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila tanto para a etapa I quanto para a etapa II, com coeficientes de determinação equivalentes a 0,887 e 0,997, respectivamente.

Na Figura 18 são apresentados os gráficos das condições operacionais que apresentaram melhor correlação linear em cada etapa de operação.

Figura 18. Regressão linear entre os dados de k_1 e DQO experimental para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila.



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila com TDH de 8 h; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila com TDH de 4 h.

Na Tabela 26 são apresentadas as equações lineares e os valores dos coeficientes de determinação (R^2) entre os dados de DQO experimental e simulada.

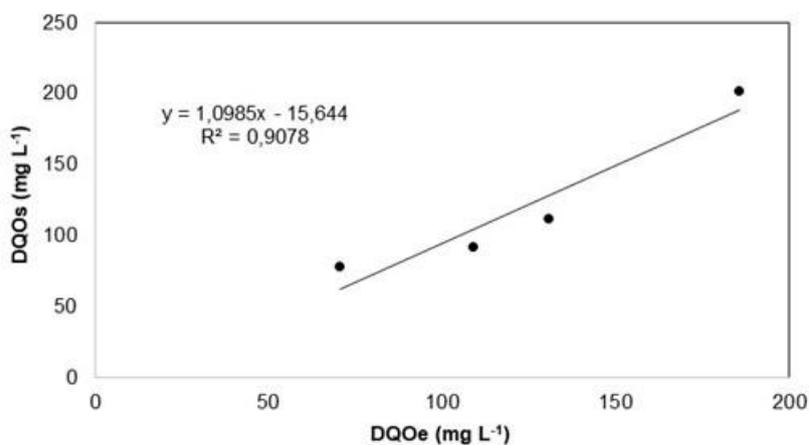
Tabela 26. Equações resultantes da regressão linear entre os valores de DQO experimental e DQO simulada.

Etapa	Filtro	Equações lineares
I (TDH 8 h)	Borracha de Pneu	$y = 1,1688x - 3,3844$ ($R^2 = 0,829$)
	Cerâmica de Argila	$y = 1,0985x - 15,644$ ($R^2 = 0,908$)
II (TDH 4 h)	Borracha de Pneu	$y = 1,2055x - 24,012$ ($R^2 = 0,966$)
	Cerâmica de Argila	$y = 4,6256x - 509$ ($R^2 = 0,999$)

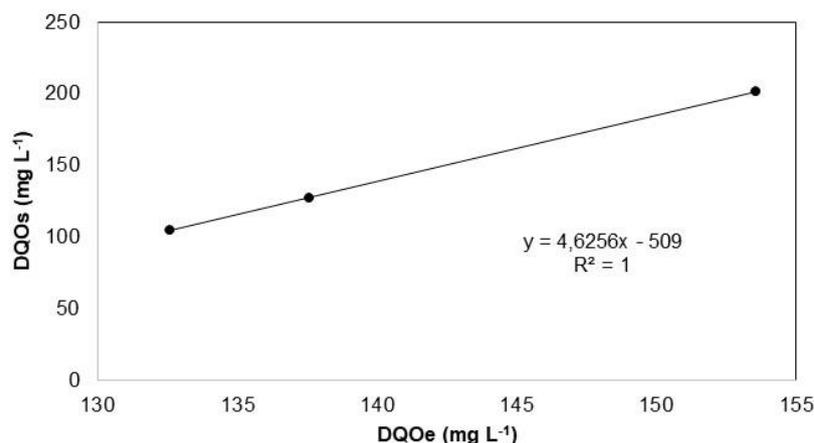
Na Tabela 26 foi possível observar que os melhores valores de R^2 para regressão linear entre os valores de DQO experimental e simulada foram obtidas no filtro anaeróbio com cerâmica de argila em ambas etapas, resultando em valores equivalente a 0,908 e 0,999, respectivamente.

Os melhores resultados da regressão linear podem ser verificados visualmente por meio da Figura 19.

Figura 19. Regressão linear entre os dados de DQO experimental e DQO simulada para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila.



(a)



(b)

Legenda: a) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila com TDH de 8 h; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila com TDH de 4 h.

Os gráficos das correlações lineares das demais condições operacionais podem ser observados no Apêndice C e D.

5.3.2 Validação do MMSLF

Na validação do MMSLF para os perfis de amostragem espacial foram utilizados os dados experimentais reportados por Kreutz (2012) como dados de entrada no modelo. A autora operou um reator aeróbio-anaeróbio de leito fixo (RAALF, 4,75 L) com fluxo ascendente, confeccionado em *plexiglass* e operado com vazão de 0,6 L h⁻¹ e TDH de 8 h no tratamento de efluente de abatedouro bovino.

O RAALF era composto por seis compartimentos que correspondia a alimentação (base), leito de argila expandida, leito de espuma de poliuretano (anaeróbia), aeração, leito de espuma de poliuretano (aeróbia) e saída.

Dentre os compartimentos, apenas o leito com espuma de poliuretano anaeróbio foi inoculado com lodo proveniente da lagoa anaeróbia do abatedouro bovino localizado no município de Campo Mourão – PR e submetido a um período de aclimação de 10 dias para o desenvolvimento de biomassa.

Além disso, o reator foi preenchido com matrizes cúbicas de espuma de poliuretano com 1 cm de aresta e argila expandida com granulometria média de 1 a

2 cm como meio suporte. Na análise hidrodinâmica verificada pela autora, o RAALF apresentou valores de N-CSTR igual a 3.

Os dados utilizados para as simulações matemáticas corresponderam a etapa em que o reator foi operado em condições anaeróbias.

Os valores da DQO experimental (DQOe) aplicadas ao MMSLF e DQO simulada (DQOs) obtidas a partir do modelo proposto e as constantes cinéticas de 1ª ordem baseados nos dados reportados por Kreutz (2012) são apresentados na Tabela 27.

Tabela 27. Variação de DQO experimental (DQOe) e simulada (DQOs) nas amostras de efluente e constante cinética de 1ª ordem com base em dados reportados por Kreutz (2012).

Compart.	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	DQOe (mgL ⁻¹)	DQOs (mgL ⁻¹)	k ₁ (d ⁻¹)	DQOe (mgL ⁻¹)	DQOs (mgL ⁻¹)	k ₁ (d ⁻¹)	DQOe (mgL ⁻¹)	DQOs (mgL ⁻¹)	k ₁ (d ⁻¹)
1	930	933	0,001	1020	1023	0,001	925	986	0,021
2	802	853	0,027	922	961	0,019	655	739	0,080
3	650	754	0,045	832	891	0,026	537	430	0,081

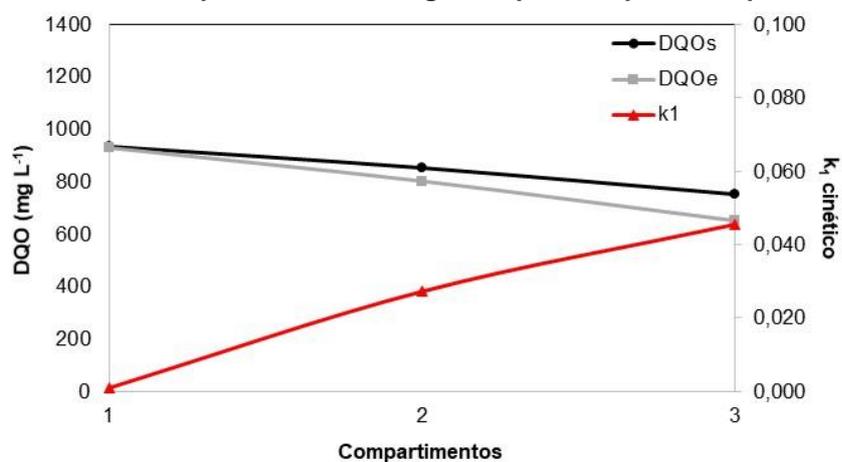
Pela Tabela 27 é possível observar que as constantes cinéticas de 1ª ordem obtidas no modelo matemático foram similares aos valores médios reportados por Kreutz (2012), no qual a autora apresenta valores de aproximadamente 0,043 h⁻¹, 0,095 h⁻¹ e 0,077 h⁻¹ para os compartimentos 1, 2 e 3, respectivamente.

O baixo valor de k₁ provavelmente ocorreu devido à baixa eficiência de remoção de DQO experimental ao longo do reator. As eficiências de remoção de DQO experimental alcançadas pelo reator RAALF foram de aproximadamente 31%, 19% e 47% para os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

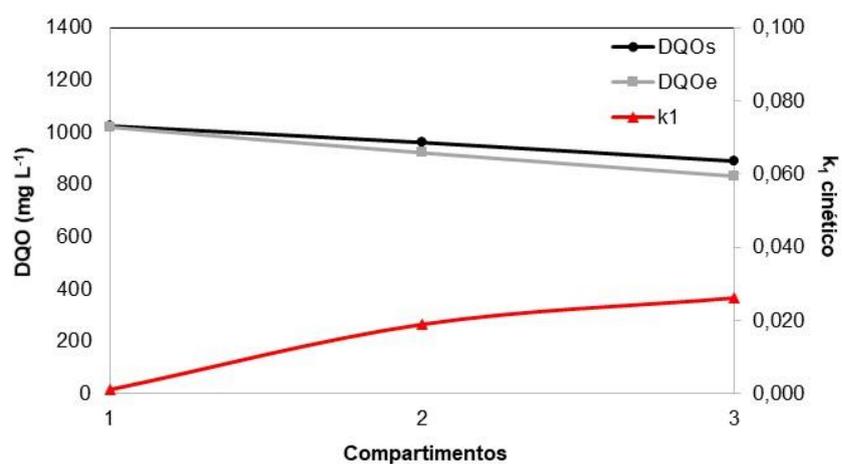
Desse modo, ao comparar os valores de DQO experimental com os dados de k₁, pode-se observar que o ensaio 3 apresentou os maiores valores de k₁ em decorrência da maior eficiência de remoção (47%).

A partir desses valores foi possível traçar as curvas da variação da DQO experimental e simulada em função dos valores das constantes cinéticas de 1ª ordem para cada compartimento como pode ser observada na Figura 20.

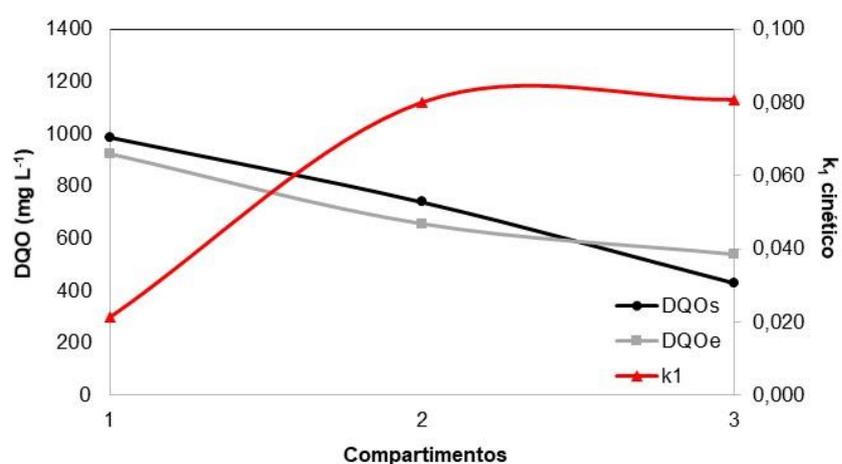
Figura 20. Variação da DQO efluente experimental (DQOe) e simulada (DQOs) ao longo da altura do filtro anaeróbio nos perfis de amostragem espacial reportados por Kreutz (2012).



(a)



(b)



(c)

Legenda: a) Ensaio 1; b) Ensaio 2; e c) Ensaio 3.

De acordo com a Figura 20, foi possível observar que os valores de k_1 foram inversamente proporcionais aos valores da DQO experimental e simulada.

Isto provavelmente ocorreu devido a diversos fatores operacionais que podem ter influenciado no ajuste das equações cinéticas de 1ª ordem. Tais fatores podem estar relacionados com a configuração do reator que incluiu 6 compartimentos com diferentes volumes, tipo de lodo utilizado na inoculação, diferentes tipos de meio suporte ao longo do reator, recirculação do efluente, dentre outros.

Segundo Kreutz (2012), as premissas consideradas nas reações de degradação do substrato foram modelo de escoamento de mistura completa, estado estacionário e cinética de 1ª ordem para o consumo de substrato.

No entanto, considerando os diversos fatores operacionais acredita-se que as reações cinéticas e as equações de balanço de massa envolvidas nesse sistema de tratamento podem ser mais complexas do que as premissas consideradas pela autora.

6 CONCLUSÕES

Através dos ensaios hidrodinâmicos foi possível observar que ao comparar os valores de TDH real com TDH teórico, houve um atraso em todos os ensaios. Por meio dos modelos teóricos uniparamétricos verificou-se que os filtros anaeróbios apresentaram comportamento similar a mistura completa e modelo teórico N-CSTR em série indicou valores médios de 3 e 4 filtros anaeróbios de mistura completa em série. Dentre os modelos aplicados, houve melhor ajuste aos modelos de tanques em série (N-CSTR) com coeficientes de correlação variando de 0,864 a 0,986.

No MMSLF desenvolvido para os perfis de amostragem temporal a determinação da constante cinética de 1ª ordem resultou em valores de k_1 em aproximadamente $0,4 \text{ h}^{-1}$ nos filtros anaeróbios, independente do meio suporte e das condições de operacionais aplicadas.

Os valores similares podem ser resultado da presença do meio suporte que favoreceu o crescimento e posteriormente a aderência da biomassa, proporcionando maior estabilidade nos filtros anaeróbios, independentemente do tipo de material utilizado como meio suporte. Outro fator pode ser atribuído à condição de operação inicial favorável, ou seja, quando operado com TDH igual a 8 h a velocidade ascensional nos filtros anaeróbios era menor, contribuindo para a melhor adaptação dos microrganismos ao meio.

No entanto, a determinação da constante cinética de 1ª ordem utilizada no MMSLF ficou limitada à uma casa decimal (10^{-1} ou décimo) e desta forma, alguns valores numericamente significativos ficaram implícitos.

O MMSLF desenvolvido para os perfis de amostragem espacial possibilitou a determinação da constante cinética de 1ª ordem (k_1) para consumo da DQO, no qual observou-se uma diminuição de k_1 ao longo da altura. Este comportamento pode estar relacionado ao fluxo ascensional, ou seja, no primeiro compartimento havia maior disponibilidade de matéria orgânica para os microrganismos e ao passar para os demais compartimentos a degradação do substrato reduzia.

Ao comparar os filtros anaeróbios nos perfis de amostragem temporal em termos de amplitude entre os valores de DQO_e e DQO_s, observou-se que na Etapa I o filtro anaeróbio com borracha de pneu apresentou os menores valores de

amplitude entre os valores de DQO_e e DQO_s enquanto que na Etapa II, os menores valores foram observados no filtro anaeróbio com cerâmica de argila.

Nos perfis de amostragem espacial, o filtro anaeróbio com borracha de pneu apresentou os menores valores de amplitude em ambas etapas de operação. Quando aplicada a sobrecarga hidráulica de 50% verificou-se que as menores amplitudes foram observadas nas condições operacionais com TDH de 4 h.

De modo geral, nos perfis temporais o filtro anaeróbio com borracha de pneu apresentou maior capacidade de amortecimento à variação da carga hidráulica imposta na remoção da matéria carbonácea em termos de DQO. Nos perfis espaciais, o destaque também foi para o filtro anaeróbio com borracha de pneu.

Diferentemente do MMSLF desenvolvido para os perfis de amostragem temporal, o modelo matemático elaborado para os perfis de amostragem espacial proporcionou melhor compreensão sobre a cinética e as reações de degradação do substrato ao longo dos filtros anaeróbios.

Ambos modelos matemáticos desenvolvidos apresentaram valores de DQO simuladas similares aos dados reportados pelos autores utilizados na etapa de calibração e validação dos modelos.

Diante dos resultados e conclusões obtidos sugere-se para trabalhos futuros:

- Realizar as análises de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) ao longo do reator para evitar o uso de proporções baseada em outros trabalhos;
- Em relação a constante cinética de 1^a ordem, considerar mais de uma casa decimal após a vírgula;
- Aplicar a análise de sensibilidade para verificar qual parâmetro é mais significativo no sistema de tratamento;

REFERÊNCIAS

ABBAS, G.; WANG, L.; ZHANG, H.; ZHENG, P.; ZHANG, M.; ZEB, B. M.; ZHANG, J. Evaluation of hydraulic characteristics of a pilot-scale air-lift internal-loop bioreactor. **Journal of Environmental Science and Health, Part A.**, v. 50, n. 3, p.332-339, 2015.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrate: Focusing on Ammonia inhibition. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 42, n. 2p. 159-166, 1993.

AQUINO, S.; FUESS, L. T.; PIRES, E. C. Media arrangement impacts cell growth in anaerobic fixed-bed reactors treating sugarcane vinasse: Structures vs. randomic biomass immobilization. **Bioresource Technology**. v. 235, p. 219-228, 2017.

BAETTKER, E. C. **Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios preenchidos com diferentes meios suportes no tratamento de águas residuária sintética.** 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BAETTKER, E. C.; FREIRE, F. B.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. C. Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2017 (no prelo).

BAGHERI, M.; MIRBAGHERI, S. A.; EHTESHAMI, M.; BAGHERI, Z. Modeling of sequencing batch reactor treating municipal wastewater using multi-layer perceptron and radial basis function artificial neural network. **Process Safety and Environmental Protection**. v. 93, p. 111-123, 2015.

BARRERA, E. L.; SPANJERS, H.; SOLON, K.; AMERLINK, Y.; NOPENS, I.; DEWULF, J. Modeling the anaerobic digestion of cane-molasses vinasse: Extension of the Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1) with sulfate reduction for a very high strength and sulfate rich wastewater. **Water Research**. v. 71, p. 42-54, 2015.

BATSTONE, D. J. Mathematical modeling of anaerobic reactors treating domestic wastewater: Rational criteria for model use. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. v. 5, n. 1, p. 57-71, 2006.

BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T. M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). **Water Science and Technology**. v. 45, n. 10, p. 65-73, 2002.

BOLLE, W. L.; VAN BREUGEL, J.; VAN EYBERGEN, G. C.; KOSSEN, N. W. F.; VAN GILS, W. An integral dynamic model for the UASB reactor. **Biotechnology and Bioengineering**. v. 18, p. 1621-1636, 1986.

BRYERS, J. D. Structured modeling of the anaerobic digestion of biomass particulates. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 17, p. 638-649, 1985.

BUSATO, R.; PAWLOWSKY, U. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluentes de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 1-10, 2005.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. 1 ed, Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAMPO, J. R.; DIAS, H. G. Potencialidade do filtro anaeróbio. **Revista DAE**. v. 49, n. 154, p. 29-33, 1989.

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 Biotechnology**. n. 84, p. 716–724, 2009.

CARVALHO, K. Q de. **Resposta Dinâmica de Reator UASB em Escala Piloto Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulicas Cíclicas: Modelos Matemáticos e Resultados Experimentais**. 2006. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

CARVALHO, K. Q de; SALGADO, M. T.; PASSIG, F. H.; PIRES, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CASTRO, F. M. S. **Determinação de variáveis hidrodinâmicas em reator UASB com nova proposta de configuração do separador de fases**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

CEZANO, M. T. L. **Modelagem simplificada de reatores anaeróbios do tipo UASB**. 2016. 94 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2016.

CHEN, Y.; HE, J.; YANG, M; YING-CHAO, H.; ZHANG, Z.; KOTSOPOULOS, T. A.; ZENG, R. J. Mathematical modeling of upflow anaerobic sludge blanket(UASB) reactors: Simultaneous accounting for hydrodynamics and bio-dynamics. **Chemical Engineering Science**. n. 137, p. 677-684, 2015.

CHERNICHARO, C. A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. 3. ed, São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2004.

CONTRERA, R. C.; SILVA, K. C. C.; MORITA, D. M. RODRIGUES, J. A. D.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. **Journal of Environmental Management**. v. 145, p. 385-393, 2014.

COSTELLO, D. J.; GREENFIELD, P. F.; LEE, P. L. Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor – II. Model verification. **Water Research**. v. 25, n. 7, p. 859-871, 1991.

COULTER, J. B.; SONEDA, S.; ETTINGER, M. B. Anaerobic contact process for sewage disposal. **Sewage and Industrial Wastes**. v. 29, n. 4, p. 468-477, 1957.

CRUZ, P. C. F. da; TEIJEIRA, P. S.; CARLOS, L. E.; PEREIRA, C.; RIBAS, M.; BARANA, A. C. Desempenho de um filtro anaeróbio ascendente de fluxo contínuo preenchido com espuma de poliuretano para tratamento de esgoto doméstico. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v. 4, n. 2, p. 1-10, 2012.

DANCKWERTS, P. V. Continuous flow systems. Distribution of residence times. **Chemical Engineering Science**. v. 2, p.1-13, 1953.

DANTAS, M. A. R.; MELO, H. N. S.; NETO, C. O. de A. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. IN: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Natal. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES 2000.

DEL NERY, V. **Utilização de lodo anaeróbio imobilizado em gel no estudo de partida de reatores de fluxo ascendente com manta de lodo.** 1987. 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

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

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile Acids by Direct Titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 356-365, 1961.

ELIOSOV, B.; ARGAMAN, Y. Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. **Water Research**. v. 29, n. 1, p. 155-163, 1995.

ENITAN, A. M.; ADEYEMO, J.; SWALAHA, F. M.; BUX, F. Anaerobic digestion model to enhance treatment of brewery wastewater for biogas production using UASB reactor. **Environmental Modeling & Assessment**. v. 20, p. 673-685, 2015.

EZEBUIRO, N. C.; KÖRNER, I. Characterization of anaerobic digestion substrates regarding trace elements and determination of the influence of trace elements on the hydrolysis and acidification phases during the methanisation of a maize silage-based feedstock. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 5, n. 1, p.341-351, 2017.

FIA, F. R. L., FIA, R.; CAMPOS, C. M. M.; OLIVEIRA, L. F. C. Hydrodynamic behavior of a combined anaerobic-aerobic system employed in the treatment of vinasse. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 40, n. 6, p. 718-729, 2016.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, p. 29-52, 1999.

FREITAS, D. C.; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; CARVALHO, K. Q.; ARANTES, E. J.; GOMES, S. D. Effect of hydraulic retention time on hydrodynamic behavior of anaerobic-aerobic fixed bed reactor treating cattle slaughterhouse effluent. **Acta Scientiarum Technology**. v. 39, n. 4, p. 469-476, 2017

GHANIYARI-BENIS, S.; MARTIN, A.; BORJA, R. Kinetic modelling and performance prediction of anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater at mesophilic temperature. **Process Biochemistry**. v. 45, n. 10, p. 1616-1623, 2010.

GHOSH, S. Kinetics of acid-phase fermentation in anaerobic digestion. **Biotechnology and Bioengineering**. v. 11, 1981.

GINESTET, P.; MAISONNIER, A.; SPÉRANDIO, M. Wastewater COD characterization: Biodegradability of physico-chemical fractions. **Water Science Technology**. v. 45, n. 6, p.89-97, 2002.

GONZÁLEZ-GUTIÉRREZ, L.; FRONTANA, C.; MARTÍNEZ, E. Upflow fixed bed bioelectrochemical reactor for wastewater treatment applications. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 292-295, 2015.

GRAEF, S. P.; ANDREWS, J. F. Stability and control of anaerobic digestion. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 46, n.4, p. 666-683, 1974.

HAN, W.; YUE, Q.; WU, S.; ZHAO, Y.; GAO, B.; LI, Q.; WANG, Y. Application and advantages of novel clay ceramic particles (CCPs) in an up-flow anaerobic bio-filter (UAF) for wastewater treatment. **Bioresource Technology**. v. 137 p.171-178. 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 Ingenieria Sanitaria Y Ambiental. **Anais** do XXV Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, Cidade do México, 1996.

HATTORI, A. Y.; KREUTZ, C.; BENTES, F. F.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q. Evaluation of hydrodynamic and hydraulic behavior od abiotic and biotic UASB reactors in bench scale. In: XI Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia. **Anais** do XI Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia, La Habana, 2014.

HENZE, M.; HARREMOËS, P. Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors – a literature review. **Water Science and Technology**. v.15, p. 1-101, 1983.

HILL, D. T.; BARTH, C. L. A dynamic motel for simulation of animal waste digestion. **Journal WPCF**. v. 10, p. 2129-2143, 1977.

HINKEN, L.; HUBER, M.; WEICHHREBE, D.; ROSENWINKEL, K. H. Modified ADM1 for modeling an UASB reactor laboratory plant treating starch wastewater and synthetic substrate load tests. **Water Research**. v. 64, p. 82-93, 2014.

JENNETT, J. C.; DENNIS, N. D. Anaerobic filter treatment of pharmaceutical waste. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 47, n. 1, p. 104-121, 1975.

JIMÉNEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROUSTAN, M.; FAUP, G. Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged. **Water Research**, v.22, n.10, p. 1253-1257, 1988.

JO, Y.; KIM, J.; HWANG, S.; LEE, C. Anaerobic treatment of rice winery wastewater in an upflow filter packed with steel slag under different hydraulic loading conditions. **Bioresource Technology**. v. 193, p. 53-61, 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2011.

KARADAG, D.; KOROGU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**. v. 50, n. 2, p. 262-271, 2015

KASPAR, H. F.; WUHRMAN, K. Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge. **Applied Environmental Microbiology**. v. 36, n. 1, p. 1-7. 1978.

KENNEDY, K. J.; VAN DEN BERG, L. Continuous vs slug loading of downflow stationary fixed film reactors digesting piggery waste. **Biotechnology Letters**. v. 4, n. 2, p. 137-142, 1982.

KOBAYASHI, H. A.; STENSTROM, M. K.; MAH, R. A. Treatment of low strength domestic wastewater using the anaerobic filter. **Water Research**. v. 17, n. 8, p. 903-909, 1983.

KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciência Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

LADU, J. L. C.; LÜ, X. W. Effects of hydraulic retention time, temperature, and effluent recycling on efficiency of anaerobic filter in treating rural domestic wastewater. **Water Science and Engineering**. v. 7, n. 2, p. 168-182, 2014.

LAUWERS, J.; APPELS, L.; THOMPSON, I. P.; DEGREVE, J.; VAN IMPE, J. F.; DEWIL, R. Mathematical modeling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations. **Progress in Energy and Combustion Science**. v. 39, n. 4, p. 383-402, 2013.

LEÓN-BECERRIL, E.; GARCÍA-CAMACHO, J. E.; DEL REAL-OLVERA, J.; LÓPEZ-LÓPEZ, A. Performance of an upflow anaerobic filter in the treatment of cold meat industry wastewater. **Journal Process Safety and Environment Protection**. v. 102, p. 385-391, 2016.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van Leeuwenhoek**. v. 67, p. 3-28, 1995.

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

LEVENSPIEL, O.; SMITH, W. K. Notes on the diffusion-type model for the longitudinal mixing of fluids in flow. **Chemical Engineering Science**, v. 6, p. 227-233, 1957.

LI, J.; SHI, E.; ANTWI, P.; LEU, S. Y. Modeling the performance of an anaerobic baffled reactor with the variation of hydraulic retention time. **Bioresourse Technology**. v. 214, p. 477-486, 2016.

LOUPASAKI, E.; DIAMADOPOULOS, E. Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: a review. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. v. 88, n. 2, p.190-204, 2012.

LYBERATOS, G. SKIADAS, I. V. Modelling of anaerobic digestion – a review. **Global NEST Journal**. v. 1, n. 2, p. 63-76, 1999.

MARTINEZ, S. L.; TORRETTA, V.; MINGUELA, J. V.; SIÑERIZ, F.; RABONI, M.; COPELLI, S.; RADA, E. C.; RAGAZZI, M. Treatment of slaughterhouse wastewaters using anaerobic filters. **Environmental Technology**. v. 35, n. 3, p. 322-332, 2014.

MELIDIS, P.; VAIPOULOU, E.; ATHANASOULIA, E.; AIVASIDIS, A. Anaerobic treatment of domestic wastewater using an anaerobic fixed-bed loop reactor. **Desalination**, v. 248, n. 1-3, p.716-722, 2009.

MENDÉZ-ROMERO, D. C.; LÓPEZ-LÓPEZ, A.; VALLEJO-RODRÍGUEZ, R.; LÉON-BACERRIL, 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, 2011.

METCALF, L. & EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 1819 p., 2003.

MOLETTA, R.; VERRIER, D.; ALBAGNAC, G. Dynamic modelling of anaerobic digestion. **Water Research**. v. 20, n. 4, p. 427-434, 1986.

MONROY, O.; JOHNSON, K. A. WHEATLEY, A. D. HAWKES, F. CAINE, M. The anaerobic filtration of dairy waste: Results of a pilot trial. **Bioresource Technology**. v. 50, n. 3, p.243-251, 1994.

MONTIEL, J. I. P.; VILLASMIL, G. J. A.; ALVARADO, R. E. R. Evaluación hidráulica de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) usando un modelo de dispersión axial. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**. v. 32, n. 3, p. 281-291, 2016.

MOSEY, F. E. Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science Technology**. v. 15, p. 209-232, 1983.

NICIURA, C. L. **Avaliação do uso da banda de rodagem de pneus inservíveis triturada como suporte ao desenvolvimento de biofilmes em reator anaeróbio de leito flexível**. 2005. 204 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

ODRIOZOLA, M.; LOPEZ, I.; BORZACCONI, L. Modeling granule development and reactor performance on anaerobic granular sludge reactors. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 4, n. 2, p. 1615-1628, 2016.

PADILLA-GASCA, E.; LÓPEZ, A. L. Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater. **Journal of Bioremediation & Biodegradation**. v. 1, n. 2, p. 1-6, 2010.

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

PÉREZ-PÉREZ, T.; CORREIA, G. T.; KWONG, W. H.; PAREDA-REYES, I.; OLIVAMERENCIO, D.; ZAIAT, M. Estudo de reatores ESGB com e sem a adição de zeólita. In: XI Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAAL), **Anais...**La Habana, Cuba, 2014.

PÉREZ-PÉREZ, T.; CORREIA, G. T.; KWONG, W. H.; PAREDA-REYES, I.; OLIVAMERENCIO, D.; ZAIAT, M. Effects of the support material addition on the hydrodynamic behavior of an anaerobic expanded granular sludge bed reactor. **Journal of Environmental Sciences**. v. 54, p.224-230, 2016.

PINHEIRO, C. I. C. **Tutorial de introdução ao MATLAB® (R2010a)**. 15 f. Tutorial - Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2010.

PRADES, L.; DORADO, A. D.; CLIMENT, J.; GUIMERA, X.; CHIVA, S.; GAMISANS, X. CFD modeling of a fixed-bed biofilm reactor coupling hydrodynamics and biokinetics. **Chemical Engineering Journal**, n. 313, p. 680-692, 2017.

RAJAGOPAL, R.; TORRIJOS, M.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Substrate removal kinetics in high-rate upflow anaerobic filters packed with low-density polyethylene media treating high-strength agro-food wastewaters. **Journal of Environmental Management**. v. 116, p.101-106, 2013.

RENUKA, R.; MOHAN, S. M.; RAJ, S. A. Hydrodynamic behavior and its effects on the treatment performance of paneled anaerobic baffle-cum filter reactor. **International Journal of Environmental Science and Technology**, n. 1, v. 13, p. 307-318, 2016.

RICE, E. W, BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation, 2012.

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

SALGADO, M. T. **Modelo matemático para avaliação hidrodinâmica em reatores tubulares operando em regime não-permanente**. 2008. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

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

SILVA, P. C. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluentes de suinocultura**. 2014. 103 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

SIRINUKULWATTANA, T.; PUNGRASMI, W.; PUPRASERT, C. Treatment of Low Strength Wastewater by Rubber Granules Media AFB Reactors without Internal Recirculation. **Journal of Water Sustainability**. v. 3, n.2, p. 97-106, 2013.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2015**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>>. Acesso em: 03 abr. 2017, 2015.

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

SOUZA, T. H. Y.; PANTOJA-FILHO, J. L. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Hydrodynamic Characterization of an Alternative Two-Chambers Reactor Applied in the Tertiary Treatment of Sewage. In: Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAAL), 10, 2011, Ouro Preto, MG. **Anais...** Ouro Preto, MG., 2011. CD-ROM.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environmental Science and Technology**. v. 17, n. 9, p. 416-426, 1983.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville. Ed. Archae Press., 1996.

SPONZA, D. T.; ULUKÖY, A. Kinetic of carbonaceous substrate in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating 2,4 dichlorophenol (2,4 DCP). **Journal of Environmental Management**. v. 86, p. 121-131, 2008.

STETS, M. I.; ETTO, R. M.; GALVÃO, C. W.; AYUB, R.; CRUZ, L. M.; STEFFES, M. B. R.; BARANA, A. C.; Microbial community and performance of slaughterhouse wastewater treatment filters. **Genetics and Molecular Research**. v. 13; p. 4444-4455, 2014.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Influência da redução do tamanho de partículas na taxa de hidrólise de esgoto bruto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 4, p. 405-415, 2008.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p.11-16, 2011.

TONON, D.; TONETTI, A. L.; CORAUCCI-FILHO, B.; BUENO, D. A. C. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. **Ecological Engineering**. v. 82, p. 583-589, 2015.

TORRE, A. D.; STEPHANOPOULOS, G. Mixed culture model of anaerobic digestion: Application to the evaluation of startup procedures. **Biotechnology and Bioengineering**. v. 18, p. 1106-1118, 1986.

VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. 1994.

VIRARAGHAVAN, T.; VARADARAJAN, R. Low-temperature kinetics of anaerobic-filter wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 57, p. 165-171, 1996.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB-horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science and Technology**, v. 71, p. 329-337, 2015.

WATANABE, R., TADA, C.; BABA, B.; FUKUDA, Y.; NAKA, Y. Enhancing methane production during the anaerobic digestion of crude glycerol using Japanese cedar charcoal, **Bioresource Technology**, v. 150, p. 387-39. 2013.

YOUNG, J. C., MCCARTY P. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**. n. 41, n. 5, p. 160-173. 1969.

YOUNG, H. W.; YOUNG, J. C. Hydraulic characteristics of upflow anaerobic filters. **Journal. Environmental. Engineering**, v. 114, n. 3, p. 621–638, 1988.

ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A.; FORESTI, E. Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo Para Tratamento de Águas Residuárias: Concepção e Avaliação Preliminar de Desempenho. **Revista Brasileira de Engenharia Química**, v. 11, n.2, p. 33-42, 1994.

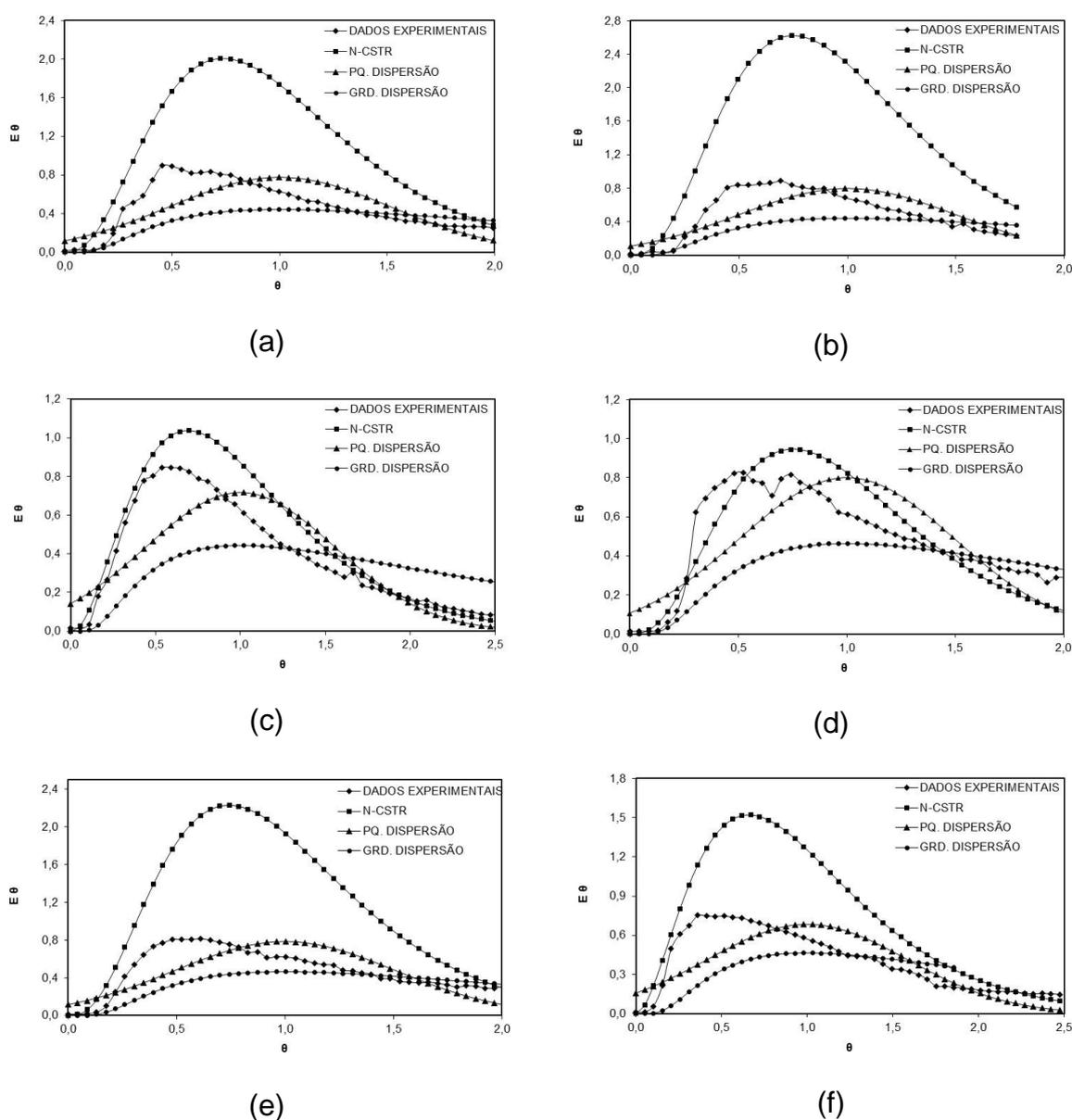
ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A.; FORESTI, E. Cell wash-out and external mass transfer resistance in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactor. **Water Research**. v. 30, n. 10, p. 2435-2439, 1996.

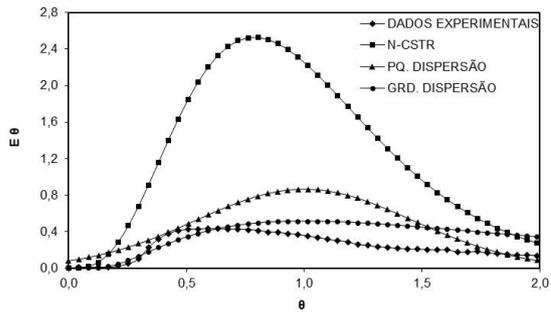
ZENG, M.; SORIC, A.; FERRASSE, J. H.; ROCHE, N. Interpreting hydrodynamic behavior by the model of stirred tanks in series with exchanged zones: preliminary study in lab-scale trickling filters. **Environmental Technology**. v. 34, n. 18, p. 2571-2578, 2013.

APÊNDICE A – CURVAS DE DTR OBTIDAS EXPERIMENTALMENTE AO LONGO DO TEMPO

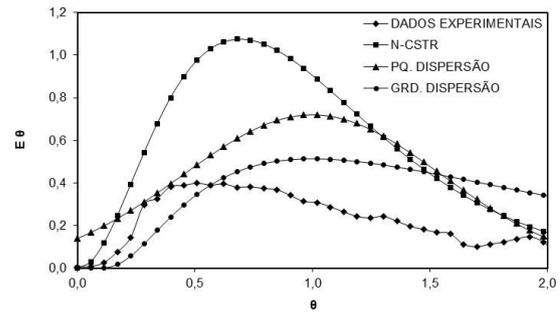
Nessa seção são apresentadas as curvas de DTR obtidas para cada ensaio hidrodinâmico realizado nos filtros anaeróbios preenchidos com borracha de pneu e cerâmica de argila como meio suporte, como pode ser observado na Figura 21.

Figura 21. Curvas de DTR ao longo do tempo para os filtros anaeróbios.

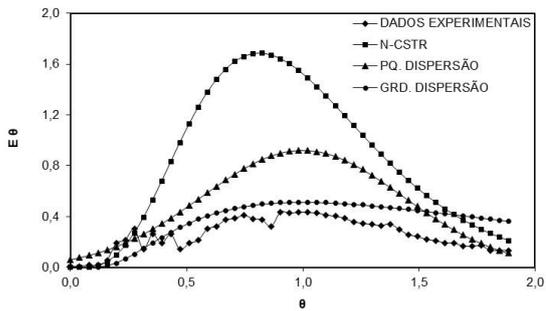




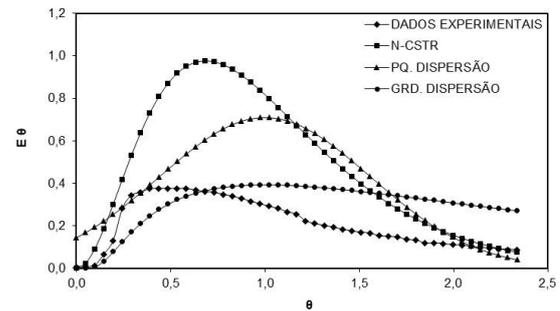
(g)



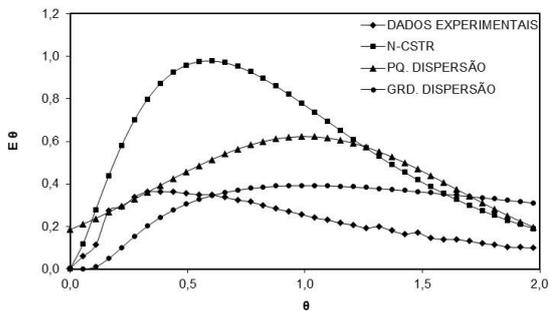
(h)



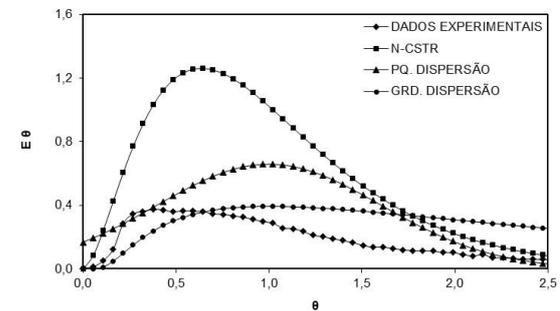
(i)



(j)



(k)



(l)

Legenda: Curvas de DTR dos filtros anaeróbios – Etapa I - a), b) e c) Ensaio 1, 2 e 3 para o filtro anaeróbio com borracha de pneu; d), e) e f) Ensaio 1, 2 e 3 para filtro anaeróbio com cerâmica de argila; Etapa II - g), h) e i) Ensaio 1, 2 e 3 para o filtro anaeróbio com borracha de pneu; j), k) e l) Ensaio 1, 2 e 3 para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila; -◇- Dados Experimentais; -■- N-CSTR em série; -▲- Pequena Dispersão; -●- Grande Dispersão.

APÊNDICE B – ROTINAS COMPUTACIONAIS UTILIZADAS NO MMSLF

Nesta seção são apresentadas as linhas de códigos criadas para o modelo matemático simplificado MMSLF.

No Quadro 4 é apresentada a rotina referente às Equações Diferenciais Ordinárias (EDO) para consumo de substrato e conversão da biomassa em cada compartimento e a declaração das variáveis globais.

Quadro 4. Rotina de cálculo da rotina EDO_Borracha_8h.m utilizado no modelo matemático simplificado.

```
function ds =
EDO_Borracha_8h(t,x)

% Declaração das variáveis
globais
global Q V k kd Cs Y
global ArqDQO
ArqSSV
global
C_DQO

% Equação polinomial da DQO de entrada em função do
tempo
DQOa = C_DQO(1)*t.^6 + C_DQO(2)*t.^5 + C_DQO(3)*t.^4 +
C_DQO(4)*t.^3 + C_DQO(5)*t.^2 + C_DQO(6)*t + C_DQO(7);

% ARQUIVOS DE
SAIDA
fprintf(ArqDQO, '\t %f \t %f \n', t,
x(7));
fprintf(ArqSSV, '\t %f \t %f \n', t,
x(8));

%-----
%-----
% EQUAÇÕES DE BALANÇO DE MASSA PARA CADA
COMPARTIMENTO
%-----
%-----
%COMPARTIMENTO 1
%
%Substrato
ds(1) = Q/V(1)*(DQOa-
x(1))-(k*x(1));
%
%Biomassa
ds(2) = -Q/V(1)*x(2)+ (Y*k*x(1))-
kd*x(2);
%-----
```

```

-----
%COMPARTIMENTO 2
%
%Substrato
ds(3) = Q/V(2)*(x(1)-
x(3))-k*x(3);
%Biomassa
ds(4) = (Cs*Q*x(6)/V(4))+(Q/V(2)*(x(2)-x(4)))+(Y*k*x(3))-
kd*x(4);
%-----
-----
%COMPARTIMENTO 3
%
%Substrato
ds(5) = Q/V(3)*(x(3)-
x(5))-k*x(5);
%Biomassa
ds(6) = Q/V(3)*(x(4)-
x(6))+(Y*k*x(5))-kd*x(6);
%-----
-----
%COMPARTIMENTO 4
%
%Substrato
ds(7) =
(Q/V(4))*(x(5)-x(7));
%Biomassa
ds(8) = (Q/V(4))*x(6)-
(Q/V(4))*(x(8)+Cs*x(6));
%-----
-----
%Fim da
EDO

ds = ds';
end

```

No Quadro 5 é apresentada a rotina correspondente à resolução das EDOs através da função ODE45, incluindo as variáveis globais e as variáveis para cada compartimento.

Quadro 5. Rotina do arquivo Programacao.m.

```
global NameEntrada NameEfluente           % Nomes dos Arquivos
global T DQO SSV

% ATRIBUINDO A VARIÁVEIS OS NOMES DOS ARQUIVOS
NameEntrada = 'Dados de entrada_borracha_8h'; % Entrada
NameEfluente = 'DQOb_Simulado_B8h'; % Efluente do UASB

% GERANDO ARQUIVO PARA ESCRITA
Gera_Arquivos_8h();

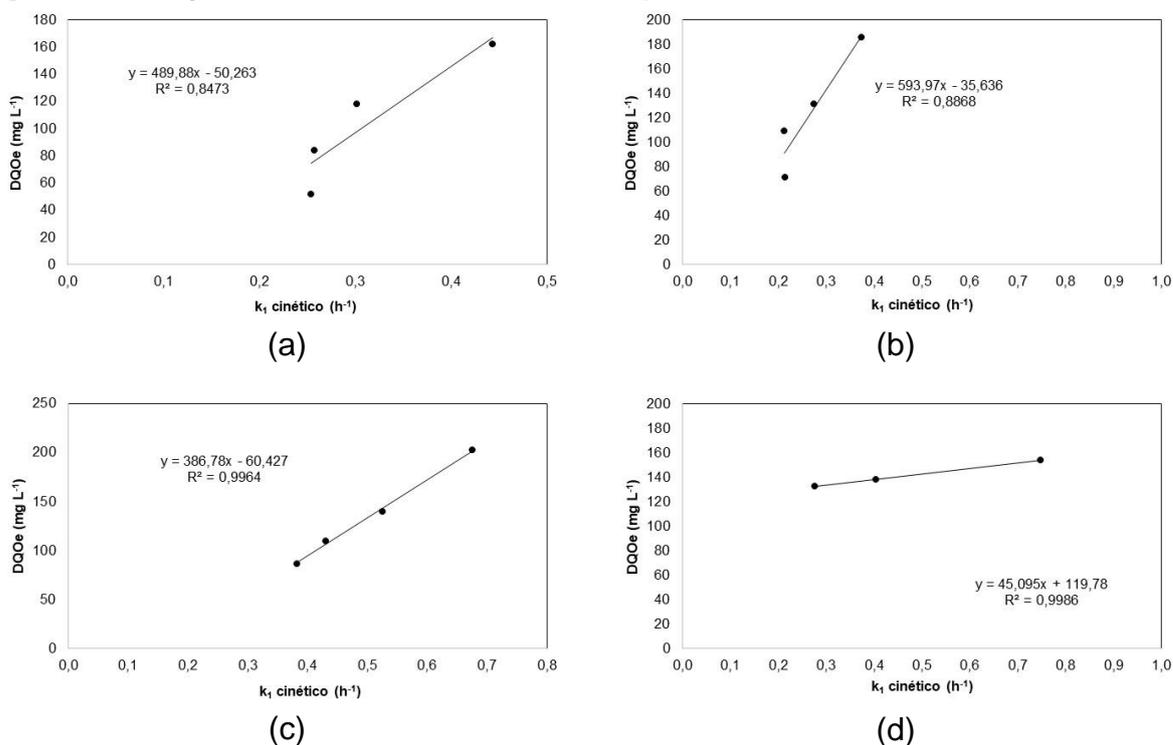
% FAZENDO A LEITURA DO ARQUIVO EM EXCEL
read_data_borracha_8h(NameEntrada);

% RESOLUCAO: Equacoes pelo metodo de Runger-Kutta de 4a.
ordem
    [T1, X1] = ode45(@EDO_Borracha_8h, [T(1):T(2):T(3)], ...
        [DQO(1) SSV(1) DQO(2) SSV(2) DQO(3) SSV(3) DQO(4) SSV(4)]);
```

APÊNDICE C – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE CONSTANTE CINÉTICA DE 1ª ORDEM E DQO EXPERIMENTAL

Nesta seção são apresentadas as correlações lineares entre os valores de k_1 e DQO experimental para o filtro anaeróbico com borracha de pneu e para o filtro anaeróbico com cerâmica de argila para as etapas I e II (Figura 22).

Figura 22. Correção entre os valores de k_1 e DQO experimental.

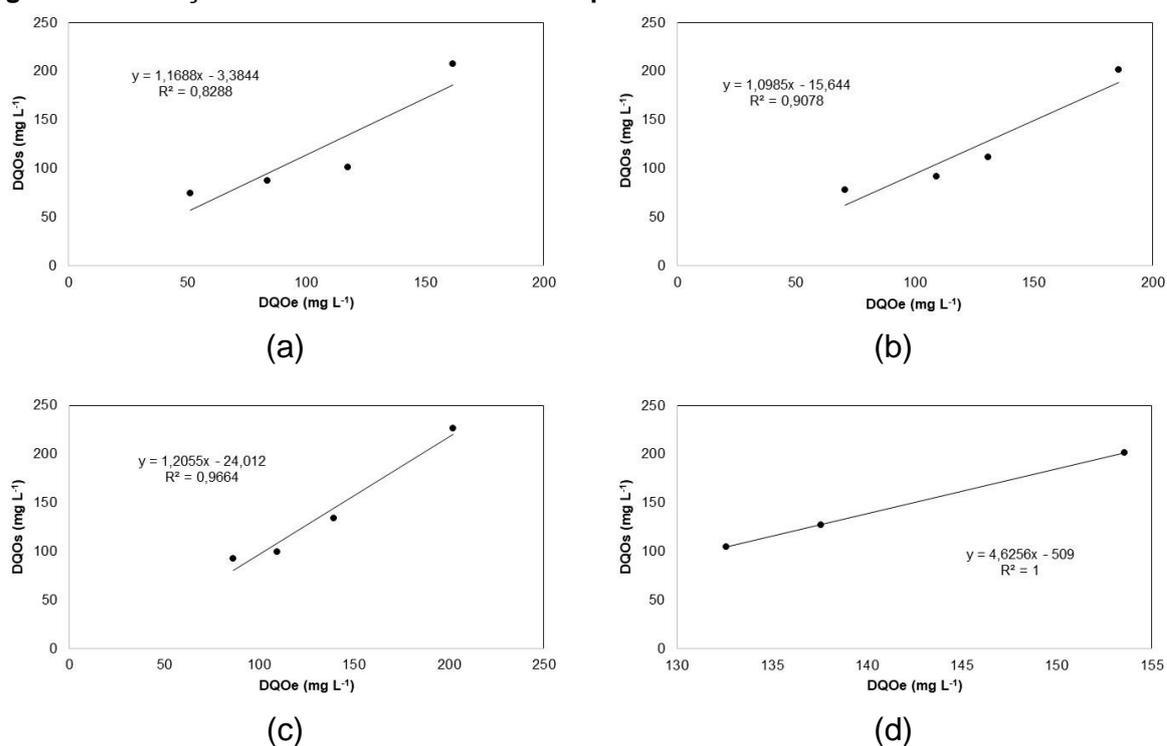


Legenda: a) Filtro anaeróbico com borracha de pneu operado com TDH de 8 h; b) Filtro anaeróbico com cerâmica de argila operado com TDH de 8 h; c) Filtro anaeróbico com borracha de pneu operado com TDH de 4 h e; d) Filtro anaeróbico com cerâmica de argila operado com TDH de 4 h.

APÊNDICE D – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DQO EXPERIMENTAL E SIMULADA

Nesta seção são apresentadas as correlações lineares entre os valores de DQO experimental e DQO simulada para o filtro anaeróbio com borracha de pneu e para o filtro anaeróbio com cerâmica de argila para as etapas I e II (Figura 23).

Figura 23. Correção entre os valores de DQO experimental e simulada.



Legenda: a) Filtro anaeróbio com borracha de pneu operado com TDH de 8 h; b) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila operado com TDH de 8 h; c) Filtro anaeróbio com borracha de pneu operado com TDH de 4 h e; d) Filtro anaeróbio com cerâmica de argila operado com TDH de 4 h.