

DANIEL CRUZ TOSCANI

**AVALIAÇÃO E APLICAÇÃO DE SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA
DEFINIÇÃO DE REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTES CINÉTICAS DE
REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

CURITIBA

2010

DANIEL CRUZ TOSCANI

**AVALIAÇÃO E APLICAÇÃO DE SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA
DEFINIÇÃO DE REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTES CINÉTICAS DE
REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Costa dos Santos

CURITIBA

2010

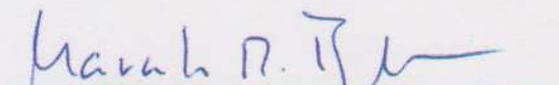
TERMO DE APROVAÇÃO

DANIEL CRUZ TOSCANI

“AVALIAÇÃO E APLICAÇÃO DE SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA DEFINIÇÃO DE REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTES CINÉTICAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO”

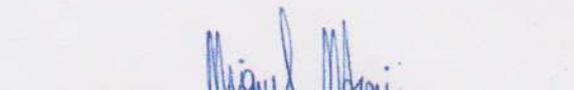
Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:



Marcelo Rodrigues Bessa
Universidade Federal do Paraná
Presidente

MEMBROS:



Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná



Regina Tiemy Kishi
Universidade Federal do Paraná



Harry Alberto Bollmann
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Curitiba, 31 de maio de 2010

RESUMO

As deficiências nos serviços de saneamento no Brasil frequentemente são ressaltadas devido ao baixo percentual de cobertura por rede coletora de esgoto. Além disso, alguns autores têm mostrado que mesmo nos locais onde o esgoto é coletado e tratado, os sistemas de tratamento nem sempre atingem os níveis esperados de eficiência, por vezes devido a problemas de ordem hidráulica. Por isso, quando do projeto de novos reatores ou busca por otimização daqueles já existentes, deve-se buscar adotar regimes hidráulicos e constantes cinéticas de degradação de matéria orgânica realistas. O presente trabalho teve como objetivo avaliar e aplicar as simulações matemáticas para obtenção desses parâmetros de projeto, a partir dos dados de sistemas em operação. Para tanto, foi adotado o parâmetro estatístico Erro Percentual da Estimativa e foi elaborado um programa computacional para realização das rotinas de cálculo, o qual foi usado para simulação do comportamento de dez reatores de tratamento de esgotos domésticos já estudados por outros autores, de diferentes tipos (Filtro Biológico Percolador, Filtro Biológico Aerado Submerso, Filtro Anaeróbio, UASB, Wetland, e Lagoas Anaeróbia, Aerada e Facultativa). Verificou-se que o tipo de resposta, em termos de regime hidráulico e constante cinética, teve mais influência do TDH e eficiência de remoção dos reatores do que diretamente do tipo de biodegradação – aeróbia ou anaeróbia. De uma forma geral, o k resultante das simulações aumentou à medida que diminuiu o valor de TDH e, à exceção do UASB, todos os k 's foram maiores para a DQO que para a DBO. Posteriormente, foram dimensionados reatores hipotéticos com base nos resultados das simulações do UASB, lagoa aerada e lagoa facultativa. Quando comparados os resultados, em termos de volume, com os reatores originais e com os volumes calculados por outros métodos, foram verificadas diferenças significativas. Com vistas à análise de sensibilidade das simulações, o uso de valores decimais ou inteiros de concentração não influenciou nos resultados. Já o uso de médias mensais ao invés de dados diários, nos casos analisados, resultou nos mesmos regimes hidráulicos mas constantes cinéticas diferindo em até $0,1 \text{ dia}^{-1}$. Nas simulações realizadas com TDH constante, a tendência é que os erros percentuais converjam para o mesmo valor à medida que há maior precisão da constante k ; o mesmo não foi observado com TDH variável. No entanto, a adoção de TDH constante não invalida os resultados das simulações e pode dar boas indicações a respeito do regime hidráulico e constante k .

Palavras chave: regimes hidráulicos de reatores. Constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica. Simulações matemáticas. Tratamento de esgoto sanitário.

ABSTRACT

The deficiencies in the sanitation services in Brazil are frequently emphasized due to the low percentage of the population served by sewer collection systems. Beyond this, some authors have been showing that even where the sewage is collected and treated, the treatment systems not always reach the expected efficiency levels, sometimes due to poor hydraulic conditions. Hence, when a reactor is developed or optimized, it's necessary to adopt the most realistic regimes and reaction rate coefficient (k) possible. This study had the purpose of testing and applying mathematical simulations as a tool for achieving these project parameters using data of reactors in operation. Therefore, it has been adopted the statistical parameter Standard Error of Estimate, and a computational algorithm has been developed to run the calculations. The algorithm has been used for the simulation of ten domestic wastewater treatment reactors of different types already studied by other authors (Trickling Filters, Submerged Biological Aerated Filter, Anaerobic Filter, UASB, Wetland and Anaerobic, Aerated and Facultative Ponds). It has been noticed that the kind of result, in terms of hydraulic regime and reaction rate coefficient, was influenced more by the Hydraulic Retention Time (HRT) and removal efficiency of the reactors than directly by the kind of biodegradation – aerobic or anaerobic. In a general way, the resulted value of k increased with the decrease in the HRT. Except by the UASB responses, all the k 's for COD were larger than for BOD. A second step in the study was to dimension hypothetical reactors (UASB, aerated pond and facultative pond) based on the results of the simulations. When the results were compared, in terms of volume, with the original reactors and with the volumes calculated by other methods, significant differences were noticed. As a part of the sensitivity analysis of the methodology adopted in the study, it has been concluded that there is no difference between the results obtained with the simulations using integer concentration values and the ones using decimal values. In the cases analyzed, the simulations run with monthly average values, instead of daily ones, have resulted in the same hydraulic regimes and the differences in k values were up to $0,1 \text{ day}^{-1}$. In the simulations adopting constant HRT, the errors obtained for the different regimes tended to converge to a same value as the precision of k increased; this was not observed with variable HRT. Even so, the adoption of a constant HRT does not invalidate the simulations results, and may give good approximations regarding the hydraulic regime and constant k .

Key-words: hydraulic regimes in reactors. Reaction rate coefficient for organic matter removal. Mathematical simulations. Wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1: DECAIMENTO DE CONCENTRAÇÕES PARA DIFERENTES ORDENS DE REAÇÃO	22
FIGURA 2.2: ESQUEMATIZAÇÃO DE UM REATOR DE FLUXO PISTÃO.....	26
FIGURA 2.3: RELAÇÃO ENTRE CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO E EFICIÊNCIA EM REATORES.....	30
FIGURA 2.4: ESQUEMA DE REATORES DE MISTURA COMPLETA EM SÉRIE COM ALIMENTAÇÃO INCREMENTAL	32
FIGURA 2.5: ESTADOS DE AGREGAÇÃO DAS MOLÉCULAS EM MICRO E MACROFLUIDOS.....	34
FIGURA 2.6: PRINCIPAIS PROBLEMAS DE ORDEM HIDRÁULICA IDENTIFICADAS EM REATORES	35
FIGURA 2.7: CURVA DE DTR OU CURVA E	36
FIGURA 2.8: ANÁLISES MATEMÁTICAS EM TESTES DE TRAÇADORES.....	37
FIGURA 2.9: PERFIS DE CONCENTRAÇÕES DE TRAÇADOR (INJEÇÃO INSTANTÂNEA) NA SAÍDA DE REATORES DE FLUXO PISTÃO, MISTURA COMPLETA E FLUXO DISPERSO – CURVAS "E" E E_{θ}	38
FIGURA 2.10: PROPOSTAS DE CONFIGURAÇÃO DE REATORES PARA MODELAGEM DE WETLANDS DE FLUXO SUB-SUPERFICIAL HORIZONTAL....	65
FIGURA 3.1: ESQUEMA GERAL DA METODOLOGIA DO TRABALHO.....	73
FIGURA 3.2: FLUXOGRAMA DO PROGRAMA COMPUTACIONAL ELABORADO	77
FIGURA 3.3: INTERFACE DO PROGRAMA COMPUTACIONAL.....	78
FIGURA 3.4: FLUXOGRAMA DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE A VARIAÇÕES NA CONCENTRAÇÃO AFLUENTE.....	81
FIGURA 3.5: FLUXOGRAMA DAS SIMULAÇÕES COM HIPOTÉTICAS COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES.....	82

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 4.1: RESULTADOS PARA FBAS 1 USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	96
GRÁFICO 4.2: RESULTADOS PARA FBAS 1 USANDO DADOS DE DQO _T /DQO _T	97
GRÁFICO 4.3: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM Q=500 l/h (+ Q _R = 100 l/h) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	99
GRÁFICO 4.4: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM Q=500 l/h (+ Q _R = 200 l/h) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	99
GRÁFICO 4.5: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM Q=200 l/h (+ Q _R = 160 l/h) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	100
GRÁFICO 4.6: RESULTADOS PARA FBP (REGIME A1) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	102
GRÁFICO 4.7: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	105
GRÁFICO 4.8: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA) USANDO DADOS DE DQO _T /DQO _T	105
GRÁFICO 4.9: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	106
GRÁFICO 4.10: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA) USANDO DADOS DE DQO _T /DQO _T	107
GRÁFICO 4.11: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA) USANDO DADOS DE DBO _T /DBO _T	108
GRÁFICO 4.12: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA) USANDO DADOS DE DQO _T /DQO _T	109
GRÁFICO 4.13: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Eleocharis sp.</i> (TDH=1 DIA).....	111
GRÁFICO 4.14: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Scirpus sp.</i> (TDH=1 DIA).....	111
GRÁFICO 4.15: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Typha sp.</i> (TDH=1 DIA).....	112
GRÁFICO 4.16: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Eleocharis sp.</i> (TDH=5 DIA).....	115
GRÁFICO 4.17: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Scirpus sp.</i> (TDH=5 DIA).....	115

GRÁFICO 4.18: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM <i>Typha sp.</i> (TDH=5 DIA)	116
GRÁFICO 4.19: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIO COM DADOS DE DBO _T /DBO _T	118
GRÁFICO 4.20: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIO COM DADOS DE DQO _T /DQO _T	118
GRÁFICO 4.21: RESULTADOS PARA UASB COM DADOS DE DBO _T /DBO _T	120
GRÁFICO 4.22: RESULTADOS PARA UASB COM DADOS DE DQO _T /DQO _T	120
GRÁFICO 4.23: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA COM DADOS DE DBO _T /DBO _T	122
GRÁFICO 4.24: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA COM DADOS DE DQO _T /DQO _T	122
GRÁFICO 4.25: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1 COM DADOS DE DBO _T /DBO _F	124
GRÁFICO 4.26: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1 COM DADOS DE DQO _T /DQO _F	124
GRÁFICO 4.27: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 2 (LAGOA 1) DE ELLIS E RODRIGUES COM DADOS DE DBO _T /DBO _F	125
GRÁFICO 4.28: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 2 (LAGOA 2) DE ELLIS E RODRIGUES COM DADOS DE DBO _T /DBO _F	126
GRÁFICO 4.29: FAIXAS DE VALORES DE K PARA OS REGIMES PARA ALGUNS DOS REATORES.....	128
GRÁFICO 4.30: COMPARATIVO DE VALORES DE K PARA OS REGIMES PARA AS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	132
GRÁFICO 4.31: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UMA FAIXA AMPLIADA DE K PARA DQO	145
GRÁFICO 4.32: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UM MAIOR TDH.....	146
GRÁFICO 4.33: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,2 DIA.	149
GRÁFICO 4.34: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,8 DIA.	151
GRÁFICO 4.35: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=1,5 DIA.	153
GRÁFICO 4.36: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=13 DIA.	154

GRÁFICO 4.37: COMPARATIVO DOS RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES PARA DIFERENTES TDHs E EFICIÊNCIAS	155
GRÁFICO 4.38: VARIAÇÃO DOS VALORES DE K PARA DIVERSOS TDHs E EFICIÊNCIA DE 65%.....	155
GRÁFICO 4.39: VARIAÇÃO DOS VALORES DE K PARA DIVERSOS TDHs E EFICIÊNCIA DE 85%.....	156

LISTA DE QUADROS

QUADRO 2.1: VALORES DO COEFICIENTE K PARA WETLANDS DE ACORDO COM DIFERENTES AUTORES.....	63
QUADRO 3.1: DADOS USADOS PARA SIMULAÇÃO.....	70
QUADRO 3.2: ESTRUTURA DO PROGRAMA COMPUTACIONAL.....	75
QUADRO 3.3: DADOS DE OPERAÇÃO DO FBAS 2	85
QUADRO 3.4: DADOS DE OPERAÇÃO DO FBP	86
QUADRO 3.5: DADOS DE EFICIÊNCIA DO FBP	87
QUADRO 3.6: CONSTANTES CINÉTICAS CALCULADAS PARA O FBP	87
QUADRO 3.7: CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA LAGOA AERADA	88
QUADRO 3.8: PARÂMETROS DE PROJETO DOS WETLANDS.....	90
QUADRO 3.9: CONDIÇÕES OPERACIONAIS DOS WETLANDS.....	89
QUADRO 4.1: MODELOS DE DIMENSIONAMENTO PROPOSTOS	160
QUADRO 4.2: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA.....	162
QUADRO 4.3: DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR	162
QUADRO 4.4: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA LAGOA FACULTATIVA	162
QUADRO 4.5: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DA LAGOA AERADA	163
QUADRO 4.6: DIMENSIONAMENTO DA LAGOA AERADA POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR	164
QUADRO 4.7: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA LAGOA AERADA.....	164
QUADRO 4.8: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DO UASB	165
QUADRO 4.9: DIMENSIONAMENTO DO UASB POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR	166
QUADRO 4.10: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA O UASB	166

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1: VALORES MÉDIOS DE COEFICIENTE DE VARIAÇÃO E DE CONFIABILIDADE DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO, POR CONSTITUINTE ...	40
TABELA 2.2: COMPARAÇÃO ENTRE FAIXAS DE EFICIENCIA DE REMOCAO DE MATÉRIA ORGÂNICA MEDIDAS E REPORTADAS EM LITERATURA	42
TABELA 2.3: VARIAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA DE REAÇÃO DE FLUXO PISTÃO COM A CARGA ORGÂNICA APLICADA	43
TABELA 2.4: VALORES TÍPICOS DE PROJETO PARA LAGOAS FACULTATIVAS, REFERENTES A DBO	49
TABELA 2.5: VALORES TÍPICOS DE PROJETO PARA LAGOAS FACULTATIVAS, REFERENTES A DQO.....	50
TABELA 2.6: VALORES DE OPERAÇÃO CALCULADOS PARA UM SISTEMAS DE LAGOAS NA ETE JARIVATUBA (SC).....	50
TABELA 2.7: CONSTANTES CINÉTICAS DE REAÇÃO PARA LAGOAS FACULTATIVAS AERADAS DE ACORDO COM DIFERENTES FONTES	52
TABELA 2.8: CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS E DE SEPARAÇÃO DE ETAPAS METABÓLICAS EM DIFERENTES REATORES ANAERÓBIOS	55
TABELA 2.9: PARÂMETROS CINÉTICOS PARA WETLANDS	62
TABELA 4.1: RESULTADOS PARA O FBAS 1	96
TABELA 4.2: RESULTADOS PARA O FBAS 2	98
TABELA 4.3: RESULTADOS PARA O FBP	101
TABELA 4.4: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA)	104
TABELA 4.5: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA)	106
TABELA 4.6: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA)	107
TABELA 4.7: RESULTADOS PARA WETLANDS (TDH=1 DIA).....	110
TABELA 4.8: RESULTADOS PARA WETLANDS (TDH=5 DIA).....	114
TABELA 4.9: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIOS.....	117
TABELA 4.10: RESULTADOS PARA UASB	119
TABELA 4.11: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA	121
TABELA 4.12: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1.....	123
TABELA 4.13: RESULTADOS PARA A LAGOA FACULTATIVA 2	125
TABELA 4.14: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM DADOS DIÁRIOS E MÉDIAS MENSAIS PARA O FILTRO ANAERÓBIO	134

TABELA 4.15: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM DADOS DIÁRIOS E MÉDIAS MENSAIS PARA O UASB.....	135
TABELA 4.16: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO WETLAND (SISTEMA 5) COM FAIXA MAIS PRECISA DE K	136
TABELA 4.17: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA AERADA (FASE B) COM FAIXA MAIS PRECISA DE K.....	137
TABELA 4.18: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA ANAERÓBIA COM FAIXA MAIS PRECISA DE K	138
TABELA 4.19: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO UASB COM FAIXA MAIS PRECISA DE K.....	139
TABELA 4.20: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO UASB COM TDH MÉDIO = 0,547 DIA.....	139
TABELA 4.21: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 1 COM TDH MÉDIO (13,9 DIA)	141
TABELA 4.22: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 1 COM TDH VARIÁVEL HIPOTÉTICO.....	141
TABELA 4.23: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 2 COM FAIXA MAIS PRECISA DE K	142
TABELA 4.24: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 2 COM TDH MÉDIO = 14,183 DIA	142
TABELA 4.25: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UMA FAIXA AMPLIADA DE K	145
TABELA 4.26: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UM MAIOR TDH	146
TABELA 4.27: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM VARIAÇÕES NA ENTRADA DE ± 3 A 5% EM RELAÇÃO AO REGIME MC	147
TABELA 4.28: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM VARIAÇÕES NA ENTRADA DE ± 5 A 10% EM RELAÇÃO AO REGIME MC	148
TABELA 4.29: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,2 DIA	149
TABELA 4.30: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,8 DIA.....	150
TABELA 4.31: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=1,5 DIA.....	152
TABELA 4.32: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=13 DIA.....	153

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETE – Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ
CF – Coliformes Fecais
COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COT – Carbono Orgânico Total
COV – Carga Orgânica Volumétrica
CTH – Centro Tecnológico de Hidráulica da USP
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_F – Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada
DBO_T – Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DQO_F – Demanda Química de Oxigênio Filtrada
DQO_T – Demanda Química de Oxigênio Total
DTR – Distribuição do Tempo de Residência
EE – Erro Padrão da Estimativa
EGSB – *Expanded Granular Sludge Bed* (Reator Anaeróbio de Leito Expandido)
EPA – *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FBAS – Filtro Biológico Aerado Submerso
FBP – Filtro Biológico Percolador
FD – Fluxo Disperso
FP – Fluxo Pistão
LF – Lagoa Facultativa
MC – Mistura Completa
NBR - Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
OD – Oxigênio Dissolvido
PEE – Erro Percentual da Estimativa
pH – Potencial Hidrogeniônico
PT – Fósforo total
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
TAH – Taxa de Aplicação Hidráulica
TAS – Taxa de Aplicação Superficial
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors* (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

LISTA DE SÍMBOLOS

- A – área (L^2)
C – concentração efluente de substrato (ML^{-3})
 C_0 – concentração afluente de substrato (ML^{-3})
d – número de dispersão
D – coeficiente de dispersão axial ou longitudinal (L^2T^{-1})
 D_m – coeficiente de dispersão (L^3T^{-1})
E – curva de distribuição de tempo de detenção hidráulico
 e_{DTR} – eficiência da distribuição do tempo de residência
 e_V – eficiência volumétrica
f – fator de proporcionalidade
H – altura (L)
k – constante cinética de remoção do substrato (T^{-1})
 k_s – constante de saturação (ML^{-3})
L – comprimento (L)
Q – vazão (L^3T^{-1})
r – taxa de reação ($ML^{-3}T^{-1}$)
 r_{max} – taxa máxima de reação ($ML^{-3}T^{-1}$)
 \bar{t} – tempo de detenção hidráulico real (T)
 t_0 – tempo de detenção hidráulico teórico (T)
 T_w – temperatura da água ($^{\circ}C$)
 T_a – temperatura da água ($^{\circ}C$)
V – Volume (L^3)
W – largura (L)
 \bar{y} – valor calculado
 \underline{y} – valor medido
 θ – coeficiente da equação de Van't Hoff Arrhenius
 μ_x – velocidade do fluxo (LT^{-1})
 σ_{θ}^2 – variância das concentrações de saída no teste de traçador
 ν – viscosidade cinemática (L^2T^{-1})
 λ – eficiência hidráulica
 Δk – intervalo entre dois valores da constante cinética simulados
 Δd – intervalo entre dois valores de número de dispersão simulados

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos	20
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 Cinética de reações.....	21
2.2 Regimes hidráulicos	23
2.2.1 Fluxo pistão	25
2.2.2 Mistura completa	27
2.2.3 Fluxo disperso	29
2.2.4 Reatores de mistura completa em série	31
2.3 Estudos experimentais do regime hidráulico de reatores.....	32
2.4 Tipos de sistemas de tratamento e comportamento hidráulico.....	39
2.4.1 Lagoas de Estabilização	42
2.4.1.1 Lagoas facultativas	43
2.4.1.2 Lagoas Aeradas Facultativas.....	51
2.4.1.3 Lagoas Anaeróbias.....	53
2.4.2 Reatores UASB	53
2.4.3 Filtros Biológicos.....	57
2.4.4 Wetlands.....	62
2.4.5 Outros Sistemas	65
3 METODOLOGIA.....	69
3.1 Sistemas de tratamento selecionados	69
3.2 Parâmetros de entrada utilizados	69
3.3 Critérios estatísticos.....	71
3.4 Programa computacional	73
3.5 Faixas de simulação das constantes “k” e “d”	78
3.6 Etapa de análise de sensibilidade	79
3.7 Etapa de simulações hipotéticas	80
3.8 Descrição dos reatores usados nas simulações.....	83
3.8.1 Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS 1).....	83
3.8.2 Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS 2).....	84
3.8.3 Filtro Biológico Percolador	85
3.8.4 Lagoa Aerada	87
3.8.5 Wetlands.....	88
3.8.6 Filtro Anaeróbio	90
3.8.7 UASB.....	91

3.8.8 Lagoa Anaeróbia	92
3.8.9 Lagoa Facultativa 1	92
3.8.10 Lagoa Facultativa 2	93
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
4.1 Resultados das Simulações	96
4.1.1 FBAS 1	96
4.1.2 FBAS 2	98
4.1.3 Filtro Biológico Percolador	101
4.1.4 Lagoa Aerada	104
4.1.5 Wetland	110
4.1.6 Filtro Anaeróbio	117
4.1.7 UASB	119
4.1.8 Lagoa Anaeróbia	121
4.1.9 Lagoa Facultativa 1	122
4.1.10 Lagoa Facultativa 2	124
4.2 Comparação das respostas usando DBO x DQO	126
4.3 Comparação entre sistemas aeróbios e anaeróbios	129
4.4 Comparação entre Lagoas	130
4.5 Análise de sensibilidade dos dados de Entrada	132
4.5.1 Números decimais versus inteiros	132
4.5.2 Dados diários versus médias mensais	133
4.5.2.1 Filtro Anaeróbio	133
4.5.2.2 UASB	135
4.5.3 Precisão do valor de k e relação com TDH constante ou variável	136
4.5.3.1 Wetland – Sistema 5	136
4.5.3.2 Lagoa Aerada – Fase B	137
4.5.3.3 Lagoa Anaeróbia	137
4.5.3.4 UASB	138
4.5.3.5 Lagoa Facultativa 1	140
4.5.3.6 Lagoa Facultativa 2	142
4.5.4 Análise do caso do FBAS 1	143
4.5.4.1 Ampliação da faixa de k	144
4.5.4.2 Aumento do TDH (hipotético)	145
4.5.5 Sensibilidade dos dados de concentração efluente	147
4.5.6 Simulações hipotéticas com alta concentração afluente	148
4.5.6.1 TDH=0,2 dia	148
4.5.6.2 TDH=0,8 dia	150
4.5.6.3 TDH=1,5 dia	152
4.5.6.4 TDH=13 dia	153
4.6 Comparação dos resultados das simulações com os coletados em bibliografia	156

4.7 Aplicação dos parâmetros obtidos para dimensionamento e comparação com outros métodos	160
4.7.1. Lagoa Facultativa	161
4.7.2 Lagoa Aerada	163
4.7.3 UASB.....	165
5. CONCLUSÃO.....	167
REFERÊNCIAS	172
APÊNDICES.....	179

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento de esgotos sanitários têm normalmente como objetivo a remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes, organismos patogênicos, entre outros, visando atingir objetivos de conservação das condições de saúde pública e conservação da qualidade ambiental. Neles, podem ser utilizados processos físicos, químicos, biológicos ou combinações entre eles e, para que ocorram de forma controlada e tenham um desempenho que atenda aos objetivos propostos, projetam-se então reatores – tanques ou volumes genéricos definido por limites físicos específicos onde ocorrem reações químicas ou biológicas (VON SPERLING, 1996).

As equações que relacionam constantes de degradação, tempo de detenção hidráulica e concentrações afluentes e efluentes dependem do tipo de comportamento hidráulico que ocorre no reator. O estudo do regime hidráulico de reatores tem implicações diretas no seu dimensionamento, eficiência e estabilidade operacional. Portanto, deve-se ter cautela, quando do uso de tais equações, para que os regimes hidráulicos e constantes sejam adotados com um embasamento consistente, ao invés de adotar modelos prontamente.

Sabe-se que ainda há no Brasil deficiências no fornecimento de serviços de saneamento básico à população – e este é o caso do esgotamento sanitário. Dados de mais recente censo do IBGE (2000) indicam que 41,6% dos distritos brasileiros não têm seu esgoto devidamente coletado ou encaminhado a fossas sépticas, e das localidades onde é coletado, apenas 33,76% são tratados. No entanto, mesmo nas regiões onde existe a coleta e o encaminhamento a estações de tratamento de esgotos, o nível de tratamento e eficiência atingidos muitas vezes fica aquém do esperado. O censo indica também que mais de 78% dos distritos com tratamento dos esgotos não apresentam qualquer tipo de tratamento complementar (desinfecção, remoção de nutrientes, entre outros). Portanto, deve-se não somente ampliar a rede de coleta e tratamento de esgotos, mas também garantir a eficiência das estações já existentes.

No projeto de novas estações de tratamento de esgoto, é desejável considerar as características de desempenho e operação daquelas já existentes, visto que nem sempre as eficiências definidas em projeto são verificadas na prática, seja por problemas operacionais ou falhas na concepção do projeto (NAVAL *et al.*, 2002).

Oliveira e Von Sperling (2007) realizaram um estudo sobre a confiabilidade de ETEs, considerando as concentrações efluentes de diversos parâmetros e verificaram uma alta variabilidade e baixa confiabilidade da grande maioria delas. Em outro estudo, os mesmos autores compararam o desempenho de diversos tipos de tratamento em 166 ETEs com os resultados reportados em literatura, concluindo que em alguns casos a diferença foi significativa (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005). Ou seja, os reatores não se comportaram conforme as faixas reportadas em literatura, especialmente a fossa séptica seguido de filtro anaeróbio e a lagoa facultativa. Os detalhes sobre este estudo serão melhor expostos no item 2.4. Neste contexto está inserido o presente trabalho, pois pretende-se avaliar, a partir de dados de estações operantes, quais os regimes hidráulicos e constantes cinéticas de degradação que melhor se ajustam às condições reais, sob um tratamento matemático. Essas informações poderão então ser confrontadas com os dados normalmente utilizados em novos projetos, para avaliação da ocorrência ou não do tipo de desempenho esperado. Com isso, os futuros reatores poderão ser projetados ou otimizados com maior segurança.

Uma das principais razões de ordem hidráulica pelas quais um reator não apresenta o comportamento que dele é esperado é a formação de caminhos preferenciais. Seja por problemas nas estruturas hidráulicas ou na operação, esses caminhos preferenciais geram volumes mortos, e o volume útil do reator passa a ser menor do que o volume real. De forma geral, pode ser considerado um bom dimensionamento de sistema de tratamento de águas residuárias aquele que resulta em eficiências otimizadas, operando de acordo com o projetado e a um custo razoável de construção e operação. Para atingir tais objetivos, a avaliação do comportamento hidráulico de reatores tem uma importância significativa, visto que tem potencial para otimizar projetos ao encontrar constantes cinéticas de degradação realistas e indicar a existência de volumes mortos, buscando diminuí-los e reduzir até mesmo o volume total e, com isso, os custos.

Uma avaliação hidráulica com uso de traçadores, por exemplo, pode fornecer o valor do tempo de detenção hidráulico real, e permite a identificação e quantificação dos volumes mortos. A identificação da presença desses volumes e do modelo hidráulico de melhor ajuste aos sistemas reais também pode se dar por meio de evidências indiretas, com a comparação entre as concentrações efluentes efetivamente medidas na saída e aquelas esperadas pelo projeto (estas são frequentemente calculadas por equações que dependem do tipo de comportamento hidráulico esperado) – ou seja, por meio de simulações matemáticas. Essa abordagem já foi adotada por Pilotto (2004), Patza (2006) e Hartmann (2006), porém, sempre analisando sistemas anaeróbios. Os trabalhos dos dois primeiros autores, no entanto, não conseguiram chegar a valores conclusivos de constante cinética de remoção (“k”), pois o menor valor de erro (estatístico) encontrado era o mesmo para todos os modelos hidráulicos. Patza (2006) contornou o problema fazendo a inclusão da influência da temperatura nas equações de modelagem – mesmo assim, pode-se considerar que não foi possível elucidar o problema de obtenção de critérios estatísticos de mesmo valor. Hartmann (2006) conseguiu atingir resultados conclusivos, com a diferença que foram usados valores de TDH variáveis (por amostra), e não um valor constante. Porém, tratou-se de um estudo de caso que abordou apenas um filtro anaeróbio.

Esses três trabalhos (PILOTTO, 2004; PATZA, 2006; HARTMANN, 2006) se constituíram em estudos de caso a respeito de reatores específicos – cada autor analisou apenas os dados dos reatores em questão. Dessa maneira, eles não buscaram avaliar especificamente os potenciais e limitações da simulação matemática como ferramenta para obtenção de regimes hidráulicos e constantes cinéticas, nem abordaram a questão da sensibilidade das simulações aos dados de entrada. Por isso, está se buscando avançar nesta linha com o presente estudo, ao avaliar sob a perspectiva da modelagem matemática os resultados para diversos tipos de reatores (de digestão aeróbia e anaeróbia), e também contribuir para a discussão a respeito da sensibilidade desse método a fatores e variações inerentes a esse tipo de trabalho.

1.1 Objetivos

O objetivo geral do trabalho é aplicar e avaliar recursos de modelagem matemática para a definição do regime hidráulico e das respectivas constantes de dimensionamento para reatores de tratamento de esgoto em operação.

Os objetivos específicos são:

- Desenvolver programa computacional para realizar as simulações e indicar os regimes hidráulicos e constantes cinéticas de melhor ajuste aos dados dos reatores selecionados;
- Realizar avaliação comparativa entre os diversos resultados obtidos (regime hidráulico e constante cinética de remoção de matéria orgânica);
- Realizar análise de sensibilidade das simulações matemáticas a variações nos dados de entrada ao programa computacional;
- Comparar os regimes hidráulicos e constantes cinéticas de melhor ajuste obtidos via simulação matemática com os indicados por outros autores;
- Realizar dimensionamentos de reatores hipotéticos utilizando os resultados obtidos pelas simulações e utilizando métodos referenciados em literatura para verificar possíveis convergências/divergências.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Cinética de reações

O equacionamento matemático adotado para dimensionamento de um reator dependerá do tipo de regime hidráulico (fluxo pistão, mistura completa, fluxo disperso) e da ordem da reação de remoção do poluente que se adota como parâmetro de modelagem. No âmbito da cinética química, a ordem da reação n (adimensional) determina qual a relação entre a taxa da reação r ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$) e a concentração da substância reagente C (ML^{-3}):

$$r = k.C^n, \quad (1)$$

onde k (T^{-1}) é a constante cinética da reação de consumo da substância em questão na reação. Assim, a reação será dita de n -ésima ordem, dado este que pode ser obtido experimentalmente.

- Reações de ordem zero: $r = k$, ou seja, a taxa é constante e se mantém ao longo do tempo, independente de sua concentração no meio;

- Reações de primeira ordem: $r = k.C$ – relação direta entre concentração e taxa de reação;

- Reações de pseudo-primeira ordem: $r = r_{\max} \left(\frac{C}{k_s + C} \right)$, (2)

cuja formulação foi baseada na teoria de Michaelis-Menten. Nesta equação, r_{\max} é a taxa máxima de reação ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$) e k_s é a constante de saturação (ML^{-3}). Dela, podem resultar reações que se comportam como sendo de ordem zero quando há abundância de reagente, e de primeira ordem quando sua concentração diminui e se torna limitante. Isto está representado na equação e pode ser verificado nas seguintes situações:

- quando a concentração de substrato C é significativamente maior que a constante de saturação k_s , a equação 2 pode ser simplificada para apenas

$$r \approx r_{\max} \cdot \frac{C}{C} = r_{\max} \quad (3)$$

ou seja, a taxa de reação será constante (como as reações de ordem zero) e igual à taxa máxima.

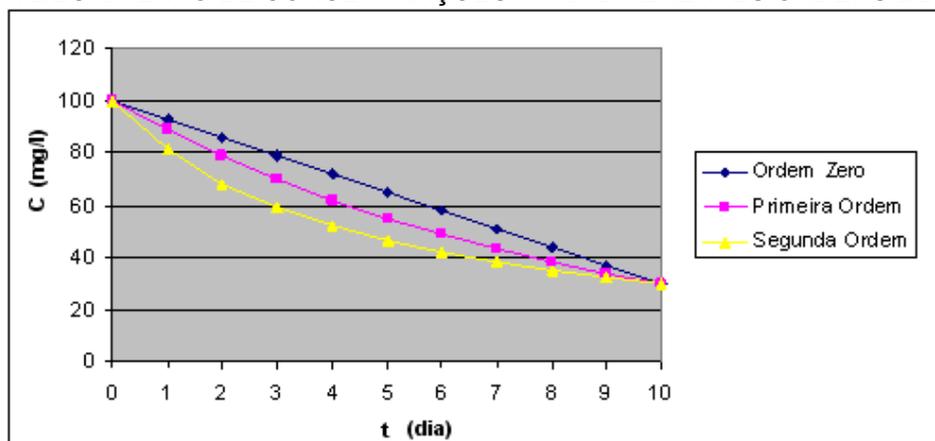
- quando a concentração de substrato diminui e k_s torna-se relativamente maior, tem-se então uma taxa de reação r dependente da concentração de substrato, como aquelas de primeira ordem.

$$r \approx r_{\max} \cdot \left(\frac{C}{k_s} \right) = k' \cdot C \quad (4)$$

- Reações de segunda Ordem: $r = k \cdot C^2$ – taxa de reação depende do quadrado da concentração.

Existem ainda outras ordens de reação, sendo, no entanto, mais incomuns. O decaimento hipotético de uma substância de concentração inicial C_0 até uma mesma concentração final C de acordo com reações de diferentes ordens (e diferentes constantes “ k ” de consumo) é mostrado na figura 2.1. Partindo de um mesmo C_0 e, se adotado o mesmo valor de k , a concentração efluente da reação de segunda ordem será bem menor que a de primeira, e esta que a de ordem zero.

FIGURA 2.1: DECAIMENTO DE CONCENTRAÇÕES PARA DIFERENTES ORDENS DE REAÇÃO



Fonte: Adaptado de UFSC (2008).

Segundo Von Sperling (1996), no âmbito do tratamento de esgotos as reações mais relatadas são de ordem zero (ou seja, taxas de reação constantes ao longo do tempo) e de primeira ordem (taxa de reação função da própria concentração presente no reator em cada instante). Pode-se citar como sendo reações de ordem zero a oxidação da amônia em nitrito e a oxidação de glicose por bactérias aeróbias, e como sendo de primeira ordem o decaimento bacteriano na

desinfecção e a degradação de matéria orgânica no teste de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (SAWYER; McCARTY, 1967). As equações acima expostas podem ser aplicadas não somente a substâncias simples, como também a parâmetros que englobam diversos compostos, como o caso da matéria orgânica (em termos de DBO e DQO, por exemplo).

Uma maior precisão dos cálculos é obtida quando a constante cinética de reação k é calculada para a temperatura em que de fato a reação ocorreu, visto que os valores tabelados normalmente são dados para a temperatura padrão de 20°C. Para tanto, é corrente a utilização da conhecida teoria de van't Hoff-Arrhenius, através da equação

$$k_{T_2} = k_{T_1} \cdot \theta^{(T_2 - T_1)} \quad (5)$$

na qual k_{T_2} e k_{T_1} são, respectivamente, as constantes cinéticas de reação (dia^{-1}) para as temperaturas T_2 (°C) e T_1 (°C) e θ é o coeficiente de temperatura (valor adimensional e geralmente disponível em Tabelas). Normalmente as constantes apresentadas em literatura referem-se a reatores de mistura completa, o que nem sempre é explicitado (VON SPERLING, 2002).

A determinação da constante de reação k passa usualmente pelos estudos-piloto em laboratórios utilizando reatores em batelada. Segundo Kuo (1999), a evolução de um certo tipo de reator da escala de bancada ou piloto, operando em fluxo descontínuo (batelada), para um em escala real operando em fluxo contínuo, não resulta em mudanças nos princípios da cinética química.

2.2 Regimes hidráulicos

As condições de fluxo e do padrão de mistura que ocorrem no interior de um reator irão determinar qual regime hidráulico melhor explica seu comportamento. Os reatores podem ter fluxo intermitente – sistemas em batelada – ou fluxo contínuo. Dentre aqueles com fluxo contínuo, destacam-se os regimes de fluxo em pistão, mistura completa, fluxo disperso e associações de células em série e/ou em paralelo – sendo os dois primeiros idealizações teóricas. A ocorrência de um ou outro tipo de

escoamento é determinada principalmente pelo formato e estruturas hidráulicas de entrada e saída de água. Segundo Metcalf e Eddy (1991), a escolha do tipo de reator a ser projetado deve passar pelas seguintes considerações: natureza da água residuária, cinética da reação governante do tratamento, requerimentos do processo e condições ambientais locais.

A maior parte dos reatores operando para tratamento biológico de efluentes não tem um comportamento hidrodinâmico ideal, mas podem ser, dentro de uma faixa de erro aceitável, considerados reatores de fluxo pistão ou mistura completa ideais (BEWTRA; BISWAS, 2006). Há, no entanto, uma parte deles que apresenta um desvio considerável desses padrões, devido à ocorrência de curtos-circuitos ou zonas estagnadas.

Uma boa representação do comportamento de reatores, segundo Miller e Clesceri (2003), requer:

- descrição apropriada do reator;
- disponibilidade de métodos e dados para caracterizar o fluxo e cinética biológica nos sistemas;
- uso de modelos matemáticos que possam ser resolvidos com métodos dominados.

A modelagem aparece como uma ferramenta alternativa para esse tipo de estudo sobre comportamentos hidráulicos, pois reduz os custos necessários com análises e a necessidade de estudos experimentais – desde que os modelos sejam bem conduzidos e interpretados.

Até mesmo reatores bem projetados apresentam alguma diferença em relação aos modelos ideais, requerendo então modelos mais complexos, como o fluxo disperso. O grau de distanciamento entre modelos ideais e comportamento real pode ser quantificado por estudos da distribuição do tempo de residência (DTR). Surgem então as variações dos modelos ideais – por exemplo, reatores de mistura completa em série ou reatores de fluxo pistão ideais com inclusão de transporte difusivo em sua modelagem – ou seja, o que chamamos de fluxo disperso (NIRMALAKHANDAN, 2002).

Menos comuns, existem ainda outros tipos de reatores considerados para modelagem, que são variações dos reatores ideais, incluindo os reatores de filtros

percoladores (*trickling filter*), biomassa imobilizada (*fixed film*) e torres com recheio (*packed tower*) (MILLER; CLESCERI, 2003).

2.2.1 Fluxo pistão

De forma simplificada, o escoamento em fluxo pistão ocorre analogamente ao que é observado em um êmbolo, ou seja, as partículas entram continuamente em uma das extremidades do reator e são descarregadas na mesma sequência em que entraram na saída, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal. Para que isso ocorra, os reatores devem ter uma alta relação comprimento/largura. Até por isso, uma de suas denominações encontradas em literatura é “reator tubular”. Nesses reatores, todas as partículas permanecem dentro do sistema durante um mesmo período de tempo. Nos primeiros metros do reator as concentrações do composto a ser degradado são altas, e vão decrescendo com o aumento da distância ao ponto de afluência do líquido. A dinâmica deste decréscimo será função da ordem de reação verificada.

As equações para determinação de concentração efluente a partir de dados do reator advêm de um balanço de massa sobre uma seção transversal infinitesimal “dx” do reator, como pode ser visto na figura 2.2, considerando os termos relativos a transporte advectivo e dispersivo (KELLNER; PIRES, 1998). Quando este balanço é realizado, o princípio da conservação do regime permanente pode ser aplicado. O sistema pode ser considerado uma cultura de batelada móvel, já que cada seção do canal pode ser analisada de acordo com os princípios e cinética de um sistema em batelada (MILLER; CLESCERI, 2003).

Das equações do transporte de massa pode-se chegar à seguinte equação

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + D_m \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - r_c \quad (6)$$

onde μ_x é a velocidade média do fluxo ao longo do reator (LT^{-1}), D_m é o coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1}) e r_c representa as reações de consumo de massa no

interior do volume de controle. No caso de ocorrência de escoamento em regime permanente ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$), dispersão muito baixa ($D_m \approx 0$), a equação torna-se:

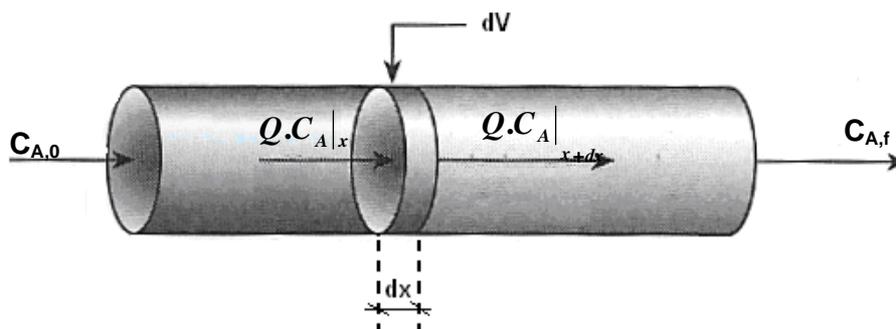
$$0 = -\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - r_c \quad (7)$$

Integrando-se a equação diferencial resultante para o caso de reação de 1ª ordem, ou seja, $r = k \cdot C$, obtém-se a concentração do composto ao longo do percurso.

$$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (8)$$

Nesta equação, o tempo t não se refere a variações da concentração efluente ao longo do tempo, mas sim o tempo que se passa entre o instante em que o afluente entra no reator até que saia dele ($t = x / \mu_x$). A derivação detalhada da eq. 6 e o processo para sua resolução até se chegar à eq. 8 pode ser encontrada com maiores detalhes em Metcalf e Eddy (1991).

FIGURA 2.2: ESQUEMATIZAÇÃO DE UM REATOR DE FLUXO PISTÃO



Com a equação 8, pode-se modelar o perfil de concentrações da substância ao longo do comprimento do reator. Tem-se nesta situação que a concentração afluente (C_0) é reduzida ao longo do tempo e por uma constante k por um fator exponencial, este por sua vez dependente do tempo e da constante de degradação da substância.

No caso de ocorrência de reações de ordem zero – taxa de reação independente da concentração ($r = k$), a equação torna-se:

$$C = C_0 - k \cdot t \quad (9)$$

Nesse equacionamento, “ t ” representa o tempo de percurso, visto que considera-se escoamento em regime permanente. Ou seja, há um decaimento linear da

concentração afluyente. Já para uma reação de segunda ordem, a equação pertinente torna-se

$$C = C_0 \left(\frac{1}{1 + k \cdot C_0 \cdot t} \right) \quad (10)$$

Podem ser apontados pontos de atenção nesse tipo de reator: eles estão sujeitos a maior carga orgânica nos primeiros metros do sistema, e deve-se atentar para evitar condições de anaerobiose, no caso em que se deseje obter um tratamento aeróbio.

2.2.2 Mistura completa

Diferentemente do reator em fluxo pistão, nesses reatores há máxima dispersão longitudinal. Propõe-se nesse modelo que as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea, e a saída delas se dá proporcionalmente a sua concentração estatística. Este modelo idealizado diz que a concentração em qualquer ponto do reator é igual à concentração efluente – ou seja, o afluyente assim que entra no sistema assume a concentração do efluente. O conteúdo do reator apresenta-se de forma homogênea, não havendo variabilidade espacial como no caso do fluxo em pistão.

Dada essa diferença na variabilidade espacial das concentrações no interior dos tipos de reatores, pode-se considerar que os reatores de mistura completa funcionam como sistemas concentrados/agrupados (*lumped*), enquanto os de fluxo pistão podem ser considerados sistemas distribuídos (NIRMALAKHANDAN, 2002). Um sistema concentrado é aquele em que as variáveis dependentes de interesse são função apenas do tempo; já num sistema distribuído, todas as variáveis de interesse são função do tempo e uma ou mais variáveis espaciais.

Considera-se que os reatores de mistura completa possuem maior estabilidade operacional, visto que absorvem melhor cargas choque (de matéria orgânica, temperatura, etc.). Essas cargas choque num reator com fluxo pistão tenderiam a desestabilizar muito mais fortemente o sistema, visto que teriam influência ao longo de todo o comprimento do reator. Sob o ponto de vista

matemático, um reator em fluxo pistão pode ser entendido como uma série infinita de sucessivos reatores de mistura completa (VON SPERLING, 1996).

O modelo de mistura completa se aplica melhor a reatores com formato circular ou quadrado ou naqueles onde ocorre agitação mecânica. Normalmente, as condições de mistura encontradas nesse tipo de reator são fornecidas por uma fonte externa de energia, de modo a homogeneizar a concentração de gases, líquidos e sólidos. Considera-se que esse tipo de reator é isotérmico e contém concentração de OD uniforme ao longo de todo o volume. Devido ao fato de que uma mistura completa e uniforme é dificilmente obtida na prática, deve-se projetar cuidadosamente o sistema e as estruturas responsáveis por proporcionar a agitação e mistura necessárias (MILLER; CLESCERI, 2003).

Dada a homogeneidade das concentrações no interior do reator, não faz sentido utilizar uma seção transversal do reator para realizar o equacionamento do sistema, como no fluxo pistão, mas sim um balanço de massa sobre o reator inteiro:

$$\frac{dC}{dt} \cdot V = Q \cdot C_0 - Q \cdot C + r \cdot V \quad (11)$$

V, nesta equação, representa o volume do reator. Considera-se que nele não há sedimentação (a constante “r” contabiliza apenas a perda de massa pelas reações químicas) nem recirculação ou retirada de massa (lodo, no caso de um reator de tratamento de esgotos).

A solução geral, em qualquer instante de tempo e para reação de primeira ordem ($r = k \cdot C$), é a seguinte:

$$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t} + \frac{C_0}{k \cdot t + 1} \cdot [1 - e^{-k \cdot t}] \quad (12)$$

A derivação desta equação pode ser encontrada em Kellner e Pires (1998). Para uma forma mais simplificada da eq. 11, pode-se proceder as simplificações de não-ocorrência de acúmulo de massa no reator ($dC/dt = 0$, ou estado estacionário), ou fazer o tempo da equação 12 tender ao infinito. A equação resultante, para o caso de reações de primeira ordem, é a seguinte

$$C = \frac{C_0}{1 + k \cdot t} \quad (13)$$

Pelas equações 8 e 13, pode-se deduzir que para uma mesma concentração afluente e um mesmo tempo de detenção hidráulico, um reator de fluxo pistão é significativamente mais eficiente que um de mistura completa, ou seja, possui menor concentração de saída. Dessa forma, um reator de mistura completa necessita de maior volume para atingir a mesma eficiência que um de fluxo pistão, e essa diferença aumenta à medida que a eficiência requerida do reator também aumenta. No entanto, há que se levar não somente esse fato em consideração num projeto de reator, mas também o fator estabilidade a cargas choque já mencionado acima, por exemplo.

Para uma reação de ordem zero, a equação da concentração efluente do reator de mistura completa é idêntica ao de fluxo pistão (equação 9). Ou seja, serão iguais as concentrações efluentes em reatores de fluxo em pistão e de mistura completa – desde que com mesmos tempo de detenção e constante cinética de degradação.

Já para reações de segunda ordem, a concentração efluente não pode ser isolada na equação, como pode ser visto na eq. 14.

$$K.C^2.t + C = C_0 \quad (14)$$

2.2.3 Fluxo disperso

Os regimes de mistura completa e fluxo pistão são abstrações matemáticas que dificilmente ocorrem na prática, visto que pressupõem condições ideais de mistura ou de ausência de dispersão longitudinal respectivamente. Pode ser que de fato as condições reais se aproximem mais de uma condição ou outra, mas não há o ajuste exato aos regimes ideais. Desse modo, surgiu o que se chama de fluxo disperso, fluxo real ou fluxo arbitrário, no qual há um grau de mistura intermediário, correspondendo ao comportamento da maioria dos reatores reais. Nos equacionamentos, este modelo introduz o número de dispersão “d”. Pode-se calcular o valor do número de dispersão pela equação a seguir

$$d = \frac{D}{U.L}, \quad (15)$$

onde D é o coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1}), e pode ser definido pelas relações entre dimensões do reator, U é a velocidade horizontal média (LT^{-1}) e L é o comprimento do reator (L). Considera-se o valor de “ d ” nos reatores com fluxo pistão seja igual a zero (ou seja, sem dispersão longitudinal entre volumes de controle subsequentes), enquanto nos reatores de mistura completa o valor seria infinito (máxima condição de mistura ou dispersão). Porém, em geral os valores de “ d ” se situam entre 0,1 e 1,0. Na prática, segundo Von Sperling (1996), valores menores ou iguais a 0,2 indicam condições de fluxo em pistão e maiores ou iguais a 3 indicam mistura completa. De acordo com Kellner e Pires (1998), para $d > 4,0$ costuma-se assumir condição de mistura completa, o que consta na figura 2.4. Já foram desenvolvidos diversos modelos preditivos do número de dispersão, como por exemplo pelos autores Arceivala; Polpraser e Bhattarai; Agunwamba, Egbunine e Ademiluyi; Yanez (KELLNER; PIRES, 1998).

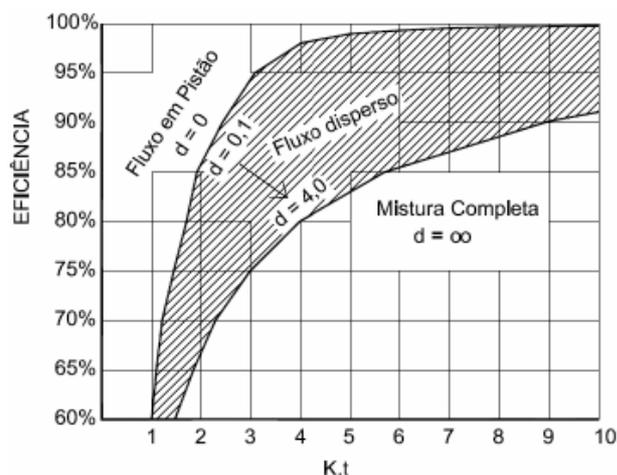
Foi proposta por Wehner e Wilhelm, em 1956, uma equação que permite o cálculo das concentrações efluente em reatores com fluxo disperso.

$$C = C_0 \cdot \frac{4 \cdot a \cdot e^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}} \quad (16)$$

sendo $a = \sqrt{1 + 4 \cdot t \cdot d}$

Pode ser visualizada na figura 2.3 a relação entre número de dispersão, eficiência e um coeficiente “ $k.t$ ” (constante de degradação da substância vezes o tempo).

FIGURA 2.3: RELAÇÃO ENTRE CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO E EFICIÊNCIA EM REATORES



Fonte: VON SPERLING (2002)

Nessa figura, pode-se observar a maior eficiência de reatores de fluxo em pistão e fluxo disperso em comparação com os de mistura completa para um mesmo valor de “k.t”. Por outro lado, observa-se que para ter uma mesma eficiência, um reator de mistura completa precisa de um fator “k.t” maior. Como a reação é a mesma, a constante k não pode ser aumentada. Logo, para o fator “k.t” aumentar, deve-se incrementar o tempo de detenção t, ou seja, o volume do reator.

2.2.4 Reatores de mistura completa em série

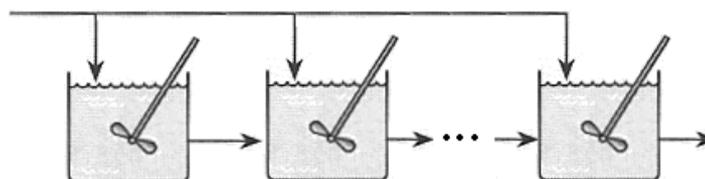
Uma idealização advinda do modelo de mistura completa são associações de reatores em série, que tanto absorve cargas choque quanto ocupa menos volume que apenas a configuração de célula única para se obter a mesma eficiência (METCALF; EDDY, 1991). Além disso, por vezes os sistemas reais se ajustam melhor a um modelo matemático de “n” reatores de mistura completa em série do que somente a um de mistura completa ou um reator de fluxo pistão. A equação abaixo mostra a relação entre concentrações afluente e efluente; nela, o tempo “t” é o tempo de detenção hidráulica total no conjunto de reatores.

$$C = C_0 \cdot \frac{1}{\left[1 + \left(k \frac{t}{n}\right)\right]^n} \quad (17)$$

Cabe observar que quando $n=1$, o modelo é de apenas um reator de mistura completa. Já quando $n \rightarrow \infty$, ou seja, uma associação infinita de reatores de mistura completa, é reproduzido o modelo de fluxo pistão. De fato, este modelo funciona como se cada seção transversal de comprimento infinitesimal fosse de mistura completa (máxima dispersão longitudinal). Quando há alimentação incremental do afluente em cada reator da série (figura 2.4), a equação se torna como apresentado abaixo.

$$C = C_0 \cdot \frac{1}{[1 + (k.n.t)]} \quad (18)$$

FIGURA 2.4: ESQUEMA DE REATORES DE MISTURA COMPLETA EM SÉRIE COM ALIMENTAÇÃO INCREMENTAL



Fonte: Adaptado de LEVENSPIEL (2000)

2.3 Estudos experimentais do regime hidráulico de reatores

No caso da modelagem e otimização de projetos de reatores, o tempo de detenção hidráulico é um parâmetro hidráulico de grande importância. Costuma-se diferenciar o tempo de detenção real do teórico ou calculado, dado que as condições de escoamento real diferem do projetado. O tempo de detenção teórico, ou t_0 , pode ser facilmente calculado pelos parâmetros de operação e projeto do reator:

$$t_0 = \frac{V}{Q} \quad (19)$$

Já a avaliação do comportamento hidráulico e do tempo de detenção real depende dos chamados testes de traçadores. Uma das razões principais para a realização desses testes é permitir o estudo dos efeitos hidráulicos nos reatores e com isso reduzir parte da variabilidade na remoção de poluentes que neles ocorre.

Lança-se mão dos testes de traçadores para o estudo do tempo de detenção hidráulico real em reatores, a partir da análise da evolução das concentrações efluentes do mesmo. Esses testes consistem basicamente na injeção de alguma substância conservativa ou até mesmo pequenos objetos de algum material (por exemplo, plástico) para avaliação da concentração na saída do volume de controle analisado ao longo do tempo. Os tipos de substâncias usados e os métodos dependem das condições específicas de cada situação. Há dois tipos de dosagem, a instantânea e a contínua, do que dependerá a resposta do sistema. A dosagem de traçador injetado de acordo com AISSE (1987), depende do/a:

- Tipo de dosagem (contínua ou instantânea);

- Tipo de reator e grau de mistura;
- Duração do teste;
- Nível mínimo de detecção dos aparelhos medidores das concentrações;

O mesmo autor apresenta uma grande variedade de substâncias possíveis de serem usadas nesses testes, podendo ser citados os seguintes traçadores químicos e corantes fluorescentes: Cloreto de sódio, Rhodamina, Bromo, Fluoresceína. Existem também traçadores radioativos, como iodo, cromo, cobalto e trítio (H^3), medidos por um detector de radiação (sem necessidade de coleta de amostras). Uma das vantagens desses traçadores sobre os corantes é que estes podem perder eficácia com alteração de pH, salinidade, fotodecaimento, entre outros. Porém, há o receio de que seja liberado material radioativo no meio. Uma alternativa fácil e barata é a utilização de cloreto de sódio, NaCl, que é um traçador químico não isotópico e facilmente detectável (RAMOS, 2006).

O tipo de escoamento em um reator, segundo Levenspiel (2000), depende de três fatores: estado de agregação do material, antecipação e retardo de mistura e distribuição do tempo de residência (DTR). Este último fator (DTR) será aprofundado no item 2.3.1, pois se constitui em uma importante ferramenta de análise dos resultados de testes de traçadores e capaz de fornecer boas indicações a respeito do regime hidráulico de um reator.

➤ Estado de agregação

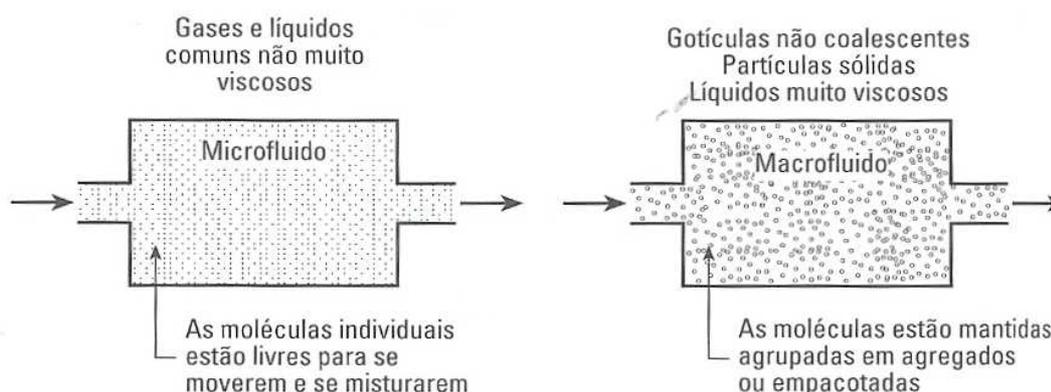
Determina o estado em que o fluido que escoar se encontra, podendo ser divididos entre microfluidos e macrofluidos (figura 2.5). Em microfluidos, “as moléculas individuais estão livres para se moverem e se misturarem” (LEVENSPIEL, 2000, p. 216), enquanto nos macrofluidos elas estão agrupadas em agregados, com movimento mais restrito.

Em sistemas de uma única fase, o estado de agregação se encontra em algum ponto intermediário entre os micro e macrofluidos. No caso de sistemas bifásicos, tem-se as seguintes situações:

- Sólidos sempre se comportam como macrofluidos;

- Em caso de sistemas líquido-gás, pode-se ter as duas combinações de estados de agregação. Por exemplo, em um reator de borbulhamento, o gás é considerado um macrofluido e o líquido um microfluido. Por outro lado, numa torre de aspersão ou lavador de gases, a situação é oposta.

FIGURA 2.5: ESTADOS DE AGREGAÇÃO DAS MOLÉCULAS EM MICRO E MACROFLUIDOS



Fonte: LEVENSPIEL (2000)

➤ Antecipação de mistura

Com pouco efeito no comportamento da maior parte dos reatores, esse fator está relacionado à ocorrência de antecipação, retardo ou uniformidade na mistura. Quando há antecipação, por exemplo, um primeiro trecho do reator possui uma intensa mistura entre o líquido afluyente e aquele que já se encontra no seu interior, enquanto o restante apresenta um perfil plano de velocidades (LEVENSPIEL, 2000). Esse fator tem maior importância nos casos em que há duas correntes de entrada reagentes.

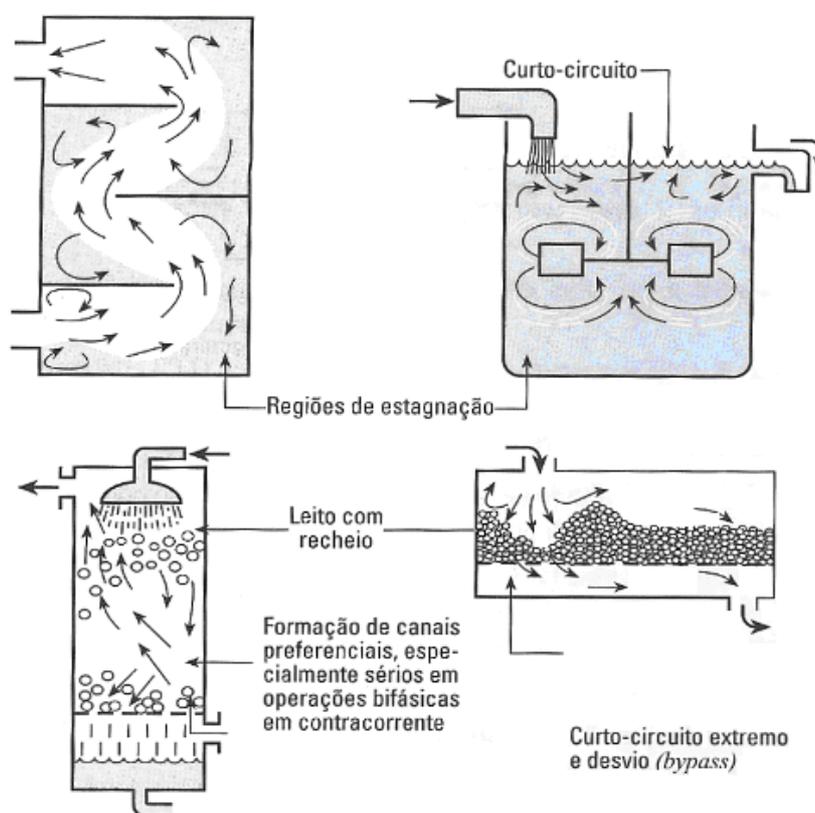
➤ Distribuição do tempo de residência

O estudo desse fator tem-se constituído na principal ferramenta para analisar os resultados provenientes de testes com traçadores (também chamados de testes “estímulo-resposta”) para determinação de regime hidráulico em reatores. De forma

simples, seu objetivo é determinar quanto tempo as moléculas do fluido que escoam pelos reatores permanece em seu interior.

Essas análises têm potencial não apenas para determinação do regime hidráulico de escoamento, mas também a identificação de fatores intervenientes que levam a um comportamento não-ideal em um vaso – curtos-circuitos ou caminhos preferenciais, zonas mortas ou estagnadas e reciclagem de fluido (Figura 2.6).

FIGURA 2.6: PRINCIPAIS PROBLEMAS DE ORDEM HIDRÁULICA IDENTIFICADAS EM REATORES



Fonte: LEVENSPIEL (2000)

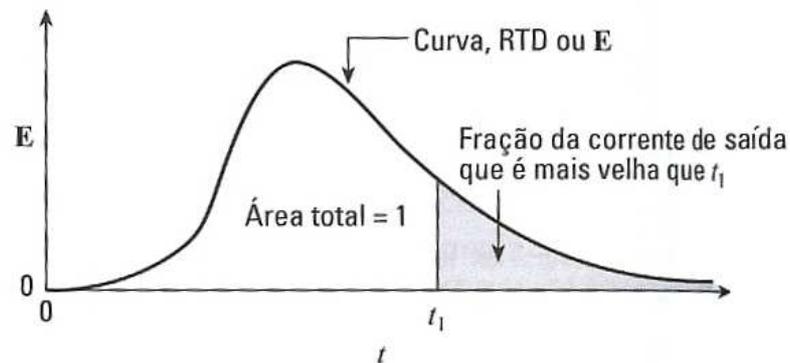
A distribuição do tempo de residência é analisada através de um parâmetro “E” (unidade T^{-1}), definida de forma que a área abaixo da curva – figura 2.7 (que se origina a partir das concentrações efluentes de traçador) – seja unitária:

$$\int_0^{\infty} E \cdot dt = 1 \quad (20)$$

A condição de contorno de vaso fechado deve ser imposta para as análises que se seguem sobre a DTR. Isto quer dizer que não há escoamento, difusão ou

redemoinhos ascendentes na entrada ou saída do reator. Opostamente, nos vasos abertos os elementos de fluido podem cruzar o contorno do vaso mais de uma vez.

FIGURA 2.7: CURVA DE DTR OU CURVA E



Fonte: LEVENSPIEL (2000)

Supondo que num teste com injeção instantânea de traçador – ou função pulso (visto que é o tipo de teste mais reportado em literatura – é lançada uma massa “M” dessa substância num reator com volume “V” e vazão “Q”, a medida das concentrações “C” de saída ao longo do tempo formará uma curva C_{pulso} (figura 2.8). A partir de sua obtenção, podem ser realizados os seguintes cálculos da área abaixo da curva e do tempo de detenção real, respectivamente:

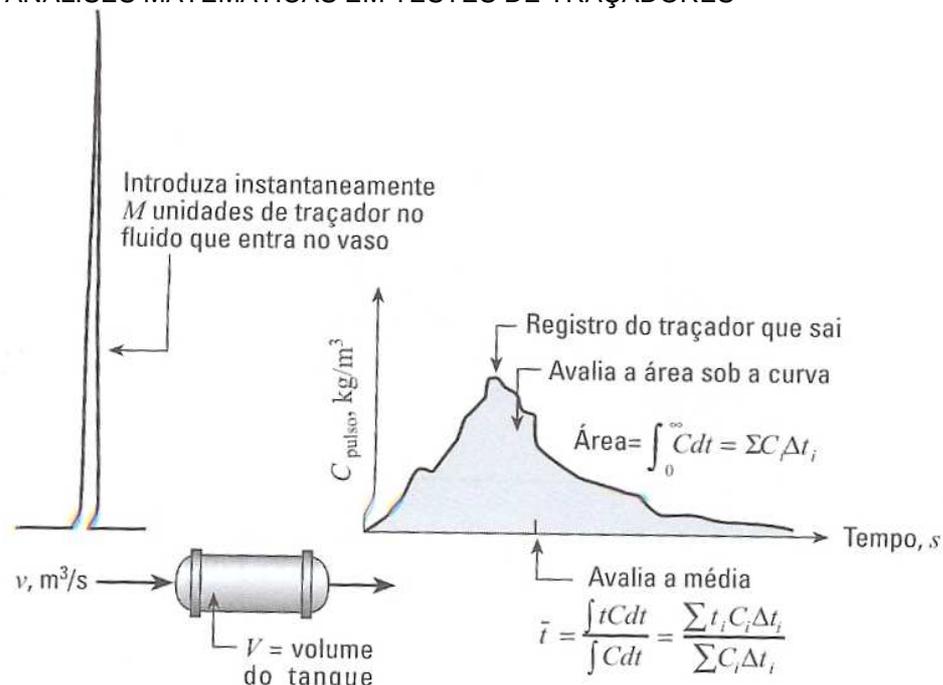
$$A = \int_0^{\infty} C \cdot dt \cong \sum_i C_i \cdot \Delta t_i = \frac{M}{Q} \quad (21)$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} \cong \frac{\sum_i t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum_i C_i \cdot \Delta t_i} = \frac{V}{Q} \quad (22)$$

Para a derivação da curva gerada no gráfico de C_{pulso} para a curva E, relativa ao DTR, é necessário fazer uma simples mudança de escala visando igualar a área sob a curva igual a 1, como mostrado na equação abaixo.

$$E = \frac{C_{\text{pulso}}}{M / Q} \quad (23)$$

FIGURA 2.8: ANÁLISES MATEMÁTICAS EM TESTES DE TRAÇADORES



Fonte: LEVENSPIEL (2000)

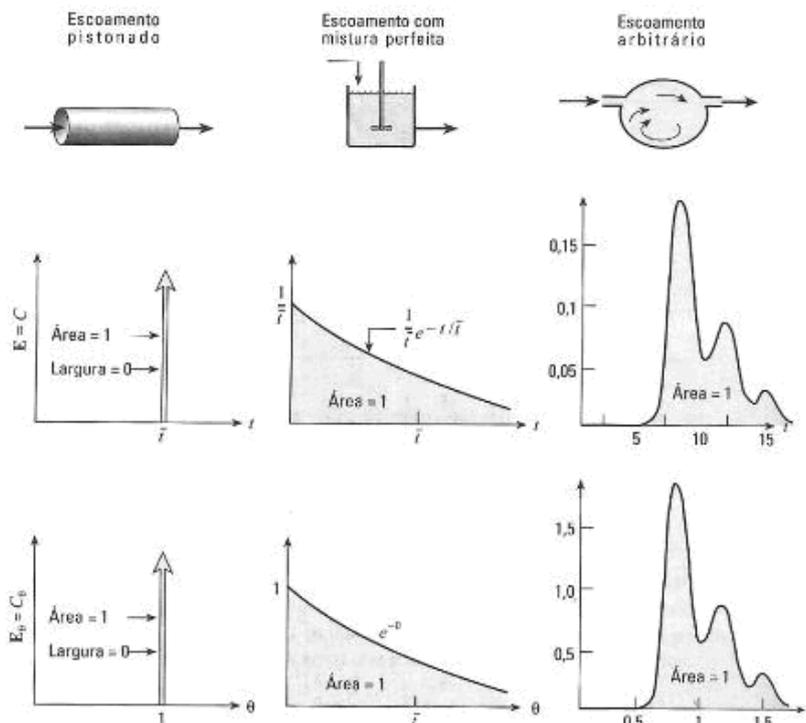
Outra forma de visualização da DTR provém da conversão da curva E para uma função E_{θ} , que adimensionaliza a escala do tempo, ao utilizar um parâmetro $\theta = t/\bar{t}$. Assim, a nova função é obtida por:

$$E_{\theta} = \bar{t} \cdot E = \frac{V}{Q} \cdot \frac{C_{pulso}}{M/Q} = \frac{V}{M} \cdot C_{pulso} \quad (24)$$

A figura 2.9 mostra curvas ideais (nos casos de fluxo pistão e mistura completa) obtidas a partir de testes com traçador de pulso instantâneo nos três tipos de regime hidráulico encontrados em reatores. No entanto, as respostas de testes reais sempre diferem, em maior ou menor grau, desses regimes ideais. Os principais desvios e suas causas podem ser encontrados em Levenspiel (2000). No volume dos reatores de tratamento de efluentes pode haver a formação das seguintes zonas: advectiva, morta e de mistura. A zona advectiva é aquela onde a maior parte do fluxo ocorre; já a diferença dentre as outras duas é determinada pela velocidade de troca de líquido com a zona advectiva (KELLNER *et al.*, 2009). As regiões caracterizadas como zonas mortas podem tanto ser formadas por sólidos nelas depositados por exemplo os bancos de lodo, como também as regiões preenchidas por líquido

estagnado devido a diversos fatores; um exemplo é a parte profunda dos reatores que se encontram sob estratificação térmica duradoura.

FIGURA 2.9: PERFIS DE CONCENTRAÇÕES DE TRAÇADOR (INJEÇÃO INSTANTÂNEA) NA SAÍDA DE REATORES DE FLUXO PISTÃO, MISTURA COMPLETA E FLUXO DISPERSO – CURVAS "E" E E_{θ}



Fonte: LEVENSPIEL (2000)

A interpretação dos dados de remoção de poluentes e o próprio dimensionamento com fins de remoção de dado poluente são facilitados pelo conhecimento da eficiência volumétrica (e_v) e da eficiência da DTR (e_{DTR}) (KADLEC; WALLACE, 2008), definidos conforme segue:

$$e_v = \frac{t}{t_0} \quad (25)$$

$$e_{DTR} = (1 - \sigma_{\theta}^2), \quad (26)$$

onde, t é o TDH real (obtido pelo teste com traçadores), t_0 é o TDH teórico e σ_{θ}^2 é a variância das concentrações de saída no teste de traçador. O percentual de volumes mortos do reator pode ser calculado por:

$$\% \text{ de Volumes Mortos} = \left(1 - \frac{t}{t_0}\right) \cdot 100 = (1 - e_v) \cdot 100 \quad (27)$$

Complementando o exposto no item 2.2.3 que trata a respeito do modelo de fluxo disperso, cabe levantar o que Levenspiel (2000) cita a respeito da ocorrência de regimes não ideais em reatores; segundo o autor, pequenos desvios em relação ao fluxo pistão podem igualmente ser modelados por modelos de dispersão e por modelos de tanques em série, visto que são aproximadamente equivalentes.

2.4 Tipos de sistemas de tratamento e comportamento hidráulico

Oliveira e Von Sperling (2007) realizaram um estudo sobre confiabilidade do desempenho de ETEs, e mostraram que para os parâmetros DBO, DQO, SST, NT, PT e CF, de modo geral, houve uma alta variabilidade da qualidade do efluente e poucas estações apresentaram um desempenho confiável.

Dos sistemas avaliados são citados os seguintes, que apresentam maior relevância para este trabalho:

- Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio
- Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa
- Lagoa Facultativa
- Lodos Ativados
- Reator UASB
- Reator UASB + Pós-Tratamento (Filtro Aerado, Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico Percolador, Flotação, Lagoa Facultativa e Lagoa de Polimento)

Os dados resultantes para coeficiente de variação e coeficiente de confiabilidade são mostrados na Tabela 2.1 abaixo. Deve-se atentar que são desejáveis baixos coeficientes de variação e, inversamente, altos coeficientes de confiabilidade, por demonstrarem maior estabilidade do sistema – e não maior eficiência de remoção.

TABELA 2.1: VALORES MÉDIOS DE COEFICIENTE DE VARIAÇÃO E DE CONFIABILIDADE DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO, POR CONSTITUINTE

Tecnologias de tratamento	Coeficiente de variação - CV						Coeficiente de confiabilidade - CDC					
	DBO	DQO	SST	NT	PT	CF	DBO	DQO	SST	NT	PT	CF
FS+FA	0,61	0,53	0,66	0,34	0,47	1,1	0,49	0,52	0,48	0,61	0,56	0,31
LF	0,58	0,38	0,58	0,5	0,44	1,05	0,5	0,63	0,51	0,57	0,58	0,36
LAN+LF	0,55	0,33	0,47	0,38	0,36	1,03	0,52	0,63	0,57	0,6	0,62	0,35
LAN+LF	0,96	0,95	1,1	0,78	0,58	3,29	0,4	0,42	0,38	0,49	0,5	0,29
UASB	0,61	0,57	0,71	0,21	0,29	1,86	0,5	0,53	0,44	0,75	0,66	0,37
UASB+POS	0,67	0,58	0,76	-	0,57	1,83	0,45	0,49	0,43	-	0,54	0,29

FS=Fossa Séptica; FA=Filtro Anaeróbio; LF=Lagoa Facultativa; LAN=Lagoa Anaeróbia; POS=Pós-Tratamento

Fonte: OLIVEIRA e VON SPERLING (2007)

Uma importante análise que deve ser feita desses resultados é que, dado que certo sistema é mais confiável, para atingir uma meta de remoção de poluentes não é necessária a adoção de um valor muito mais baixo do que o realmente esperado – como espécie de “margem de segurança”. No caso do sistema de lodos ativados, pode ser notado na Tabela 2.1 que apresenta baixa confiabilidade, explicado pelos baixos valores de concentração efluentes que, em muitos casos, podem ser menores que o próprio desvio padrão.

Dos sistemas analisados, o melhor desempenho resultou dos lodos ativados e da combinação “UASB + Pós-Tratamento”; já os sistemas de lagoas facultativas e “fossa séptica + filtro anaeróbio” apresentaram desempenho real aquém das necessidades de atendimento a algumas metas (metas hipotéticas, adotadas baseando-se na legislação brasileira). Os resultados do estudo permitiram verificar uma relativa estabilidade nas lagoas facultativas e, em seguida, “lagoas anaeróbias + lagoas facultativas”, para todos os parâmetros considerados.

Em outro trabalho, Oliveira e Von Sperling (2005^a) analisam o desempenho em termos de qualidade do efluente de 166 ETEs nos estados de MG e SP. Os tipos de tratamento considerados aqui foram os mesmos listados anteriormente, quando da análise dos resultados de outro estudo dos mesmos autores. Os parâmetros considerados são DBO, DQO, SST, NTK, PT e CF, e as principais constatações, que também constam na Tabela 2.2, foram:

- Fossa Séptica + Filtro Anaeróbio: efluentes com maiores concentrações médias de DBO, DQO e SST que os outros sistemas, e em comparação com as faixas determinadas em literatura, os resultados foram significativamente piores.

- Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa: eficiências médias expressivas, e até superiores ao esperado, em termos de DBO, DQO, NTK, PT e CF.

- Lagoa Facultativa: foram reportadas elevadas concentrações efluentes, acima do esperado, para os efluentes em termos de DBO, DQO e SST, podendo ter sido causado pelas altas concentrações afluentes. Destacou-se a grande diferença entre o valor esperado de remoção de sólidos e o verificado no estudo, possivelmente causado pelo conteúdo de algas no efluente.

- Lodos Ativados: apresentaram bom desempenho de forma geral (à exceção de SST, nutrientes e CF) e resultados coerentes com as faixas reportadas em literatura.

- Reator UASB: desempenhos reportados como razoáveis e coerentes com as faixas reportadas em literatura, apenas um pouco abaixo para os parâmetros DQO, nutrientes e coliformes.

- UASB + Pós-Tratamento: resultados bastante satisfatórios, em alguns casos superiores aos dos lodos ativados; destacaram-se DBO, SST e coliformes. Dentre os sistemas analisados, esses resultados foram os que melhor ajuste tiveram aos valores de literatura, considerados todos os parâmetros de qualidade.

Em uma segunda parte do estudo, Oliveira e Von Sperling (2005^b) buscam analisar possíveis causas para a diferença entre o desempenho das ETEs e o que é esperado pelas faixas reportadas em literatura, conforme Tabela 2.2. Foram analisados os dados de carga aplicada a alguns dos sistemas avaliados, e posteriormente comparados com os valores de carga recomendados para projetos, com o objetivo de verificar se esse parâmetro de projeto poderia ser responsável pelas variações no desempenho dos sistemas.

Concluiu-se que a influência da carga foi muito pequena para todos os sistemas estudados, descartando a possibilidade de que uma única variável possa ser capaz de explicar o desempenho. Entre os fatores que contribuem para o entendimento das inter-relações em uma ETE, citam-se: características do afluente, aspectos microbiológicos, aspectos hidráulicos nas estruturas, zonas mortas, curtos-circuitos, condições de funcionamento de equipamentos eletromecânicos e

características de projeto, construção e manutenção. A diversas variáveis pode ser atribuída a responsabilidade pela qualidade e variabilidade do efluente: variações de carga afluente, condições ambientais nos reatores, tipo de água residuária, presença de substâncias tóxicas, falhas mecânicas e humanas, etc. (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005^b).

TABELA 2.2: COMPARAÇÃO ENTRE FAIXAS DE EFICIENCIA DE REMOCAO DE MATÉRIA ORGANICA MEDIDAS E REPORTADAS EM LITERATURA

Parâmetro	Faixas	FS+FA	LF	LAN+LF	LA	UASB	UASB+POS
DBO (%)	Literatura ¹	80 a 85	75 a 85	75 a 85	85 a 97	60 a 75	75 a 93
	Reais ²	36 a 82	65 a 84	73 a 88	74 a 96	65 a 79	85 a 92
DQO (%)	Literatura ¹	70 a 80	65 a 80	65 a 80	80 a 93	55 a 70	65 a 90
	Reais ²	18 a 78	40 a 72	65 a 78	62 a 93	44 a 77	64 a 86

1. Obtido de Von Sperling (2005)^a

2. Faixas observadas: foram utilizados percentis 10% (valor mínimo) e 90% (valor máximo)

FS=Fossa Séptica; FA=Filtro Anaeróbio; LF=Lagoa Facultativa; LAN=Lagoa Anaeróbia; POS=Pós-Tratamento

Fonte: Adaptado de Oliveira e Von Sperling (2005^b)

2.4.1 Lagoas de Estabilização

Com relação ao grau de mistura que ocorre em lagoas de estabilização, pode-se dizer que o tamanho da zona de mistura (aquela afetada pelas correntes de circulação) nesses sistemas depende da estabilidade da estratificação – térmica e química, da magnitude vazão e da geometria. Com relação à estratificação térmica, Kellner *et al.* (2009) afirmam que, pelo fato dos dispositivos de saída das lagoas situarem-se na região superior (epilímnio) e de que as vazões são pequenas em relação ao volume total, a vazão efluente é proveniente majoritariamente da massa líquida do próprio epilímnio. Isso tem influência direta sobre o volume útil do reator, qualidade do efluente, percentual de zonas mortas, tempo de detenção hidráulico real e curtos-circuitos. Cabe destacar que em regiões de clima tropical (temperatura da água maior que 25°C), pode ser verificada estratificação térmica com gradientes de temperatura menores que 0,6°C/m (KELLNER *et al.*, 2009).

2.4.1.1 Lagoas facultativas

O dimensionamento de lagoas tem sido objeto de estudo em diversos trabalhos desde meados dos anos 60, tanto supondo modelos de fluxo pistão e de mistura completa. Marais e Shaw (1961 *apud* CRITES *et al.*, 2006) derivaram uma equação baseada no modelo de reatores de mistura completa em série e cinética de reação de primeira ordem para matéria orgânica, conforme equação 28, onde t representa o tempo de detenção hidráulica em cada uma das lagoas. A DBO máxima afluente às primeiras das lagoas em série deve ser de 55 mg/L para evitar condições anaeróbias e problemas com odores.

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + k.t} \right)^n \quad (28)$$

Para o caso do dimensionamento utilizando-se modelo de fluxo pistão, a Tabela 2.3 mostra a variação de “ k_{20} ” (constante k para a temperatura de 20°C) com a carga orgânica aplicada ao sistema.

TABELA 2.3: VARIAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA DE REAÇÃO DE FLUXO PISTÃO COM A CARGA ORGÂNICA APLICADA

Taxa de Aplicação Superficial (kg/ha.dia)	k_{20} (dia ⁻¹)
22	0,045
45	0,071
67	0,083
90	0,096
112	0,129

Fonte: Adaptado de Crites *et al.* (2006)

Existem ainda equações preditivas dessa variação da constante de remoção com a taxa de aplicação superficial:

- Arceivala (1981 *apud* VON SPERLING, 1996): $k = 0,132.\log TAS - 0,146$

- Vidal (1983 *apud* VON SPERLING, 1996): $k = 0,091 + 2,05.10^{-4}.TAS$

Posteriormente aos estudos citados, que adotam modelos ideais de mistura completa ou fluxo pistão, Thirumurthi (1974 *apud* CRITES *et al.*, 2006) propôs que o padrão do escoamento em lagoas facultativas situa-se em uma situação

intermediária entre esses dois – ou seja, o modelo de fluxo disperso, conforme já exposto no item 2.3.3. Ressalta-se a grande influência que o valor de d , assim como k , tem no tempo de detenção resultante calculado para o reator produzir um efluente com determinada concentração efluente. Segundo Crites *et al.* (2006), os valores de d para lagoas situam-se na faixa entre 0,1 e 2,0, com a maioria deles sendo menor que 1,0. O método de solução da equação pode ser feita com base em tentativa e erro, ou através de planilha que automatizam o procedimento de cálculo.

A obtenção do parâmetro “ d ” (adimensional) pode ser feita através de uma série de equações desenvolvidas empiricamente. Polprasert e Bhattarai (1985 *apud* CRITES *et al.*, 2006) desenvolveram a seguinte equação, baseado em dados de sistemas de lagoas em escala real e piloto:

$$d = \frac{0,184[t.v(W + 2.H)]^{0,489} (W)^{1,511}}{(L.H)^{1,489}} \quad (29)$$

Nessa equação, t é o TDH (T), ν é a viscosidade cinemática (L^2T^{-1}); L , W e H são o comprimento, a largura e a profundidade da lagoa, respectivamente (L). O TDH inserido na equação é obtido a partir de estudos com traçadores. Ou seja, no caso de novos projetos, tal equação apresenta aplicação limitada, já que não se pode dispor de dados de estudos de traçador nesse momento. Uma boa aproximação, segundo Crites *et al.* (2006), pode ser obtida assumindo que o TDH real é metade do teórico.

Ainda que exista uma grande variedade de abordagens para modelagem e dimensionamento de lagoas facultativas, não se pode estabelecer qual delas é a mais adequada. Um mesmo conjunto de dados teóricos foi aplicado por Crites *et al.* (2006) para o dimensionamento de lagoas a partir de diferentes métodos citados (taxa de aplicação superficial, fluxo pistão, e os propostos por Gloyna, Marais e Shaw, e Wehner e Wilhelm). Não houve conclusão sobre qual deles poderia demonstrar-se superior em modelar a performance dos sistemas; concluiu-se, no entanto, que à exceção do modelo de Marais e Shaw, e adotando-se um valor de $d=1,0$ no método proposto por Wehner e Wilhelm, os resultados obtidos de dimensionamento, em termos de tempo de detenção hidráulica e volume total do sistema, foram bastante próximos. Assumiu-se que o modelo de Marais e Shaw não obteve resultados coerentes com os outros por considerar uma hidráulica de mistura completa, que segundo os autores do estudo não ocorre na realidade, e

principalmente devido à restrição de carga orgânica na primeira célula de modo a não propiciar condições anaeróbias. Foi ressaltado ainda que a maior limitação de todos esses métodos é a seleção da constante de reação ou outros parâmetros / constantes a serem inseridos nas equações.

Se por um lado o estudo comparativo citado acima concluiu que é difícil afirmar qual dos modelos de dimensionamento melhor se aplica a lagoas facultativas, o modelo de fluxo pistão, adotando cinética de remoção de primeira ordem, já foi apontado por diversos autores como capaz de descrever adequadamente o comportamento de muitos desses sistemas (CRITES *et al.*, 2006). Além disso, um estudo conduzido pela EPA analisando o desempenho de quatro sistemas de lagoas nos Estados Unidos também apontou o fluxo pistão como o que melhor representava tais sistemas (MIDDLEBROOKS *et al.*, 1982 *apud* CRITES *et al.*, 2006). Uma possível razão para isso é a configuração dos sistemas com lagoas, que geralmente possuem mais de uma célula. Von Sperling (1996) afirma que lagoas com relação entre comprimento e largura (L/W) próxima a 1 tendem a mistura completa, enquanto o recomendado para lagoas facultativas normalmente recai na faixa entre 2 e 4. Pearson *et al.* (1987 *apud* KELLNER; PIRES, 1998) ressaltaram que uma relação L/W maior que 4 em lagoas favorece regime de fluxo pistão e, menor que este valor, o regime de mistura completa. De acordo com o mesmo autor, costuma-se adotar o regime de mistura completa pelo fato de ser relativamente simples e conservador, visto que teoricamente sua eficiência é a menor entre os três regimes hidráulicos principais. A faixa usual de valores de k para dimensionamento de lagoas facultativas segundo este modelo é entre 0,3 e 0,35 dia⁻¹.

Ellis e Rodrigues (1993), para o dimensionamento de um sistema de lagoas de estabilização (facultativas e de maturação, em série) nas Ilhas Cayman, usaram o modelo que considera a ocorrência de mistura completa. Para as lagoas facultativas, foi adotada no projeto uma constante “k” de remoção de DBO de 0,482 dia⁻¹. Posteriormente, já com as lagoas em operação, e com base nos dados monitorados verificou-se uma variação da constante “k” entre 0,053 e 0,311 dia⁻¹, com uma média de 0,168 dia⁻¹, demonstrando uma diferença considerável entre o valor projetado e o efetivamente ocorrido. Se utilizados os resultados para DBO filtrada no efluente, a média monitorada aumenta para 0,324 dia⁻¹, se aproximando mais do valor teórico considerado em projeto. Observou-se que à medida que o efluente foi passando de

uma lagoa para outra (três lagoas facultativas em série), o valor da constante caía (0,157; 0,068 e 0,052 dia⁻¹). Esses relativamente baixos valores da constante “k” para as lagoas facultativas podem ser atribuídas às baixas cargas de DBO aplicadas. Concluiu-se que o estudo corroborou em parte com a abordagem de mistura completa e reação de primeira ordem de remoção de matéria orgânica, para o design de lagoas facultativas; no entanto, o mesmo não ocorreu para lagoas de maturação.

Também avaliando o comportamento de lagoas facultativas, Soares e Bernardes (2001^a) assumiram a ocorrência de fluxo disperso nesses reatores. Para a análise dos dados da ETE Samambaia (DF), utilizaram a equação 16 (Wehner e Wilhelm), buscando definir o valor da constante k que melhor se ajustaria. Os números de dispersão “d” foram calculados a partir de dados das dimensões – comprimento e largura – das lagoas, através de equação 30 definida por Yanez, e resultaram entre 0,3 e 0,7.

$$d = \frac{(L/W)}{-0,261 + 0,254.(L/W) + 1,014.(L/W)^2} \quad (30)$$

Foram utilizados valores de DQO total, e como resultados foram verificadas correlações entre os dados de carga orgânica aplicada e de constante de reação “k”, podendo indicar que o uso de k como um parâmetro constante de projeto pode não ser a abordagem mais adequada, assim como já reportado pela Tabela 2.3. Os valores calculados para a constante de reação resultaram coerentes com os já obtidos para outras lagoas em operação na região. O estudo mostrou ainda que até um valor de carga aplicada cerca de 250 kg DQO/ha.dia, partindo-se de 150 kg DQO/ha.dia, há um ganho significativo em eficiência; após esse valor, no entanto, o aumento da carga resulta em um aumento desprezível de eficiência. Comparou-se também o resultado dessas variações quando adotados diferentes números de dispersão (0,25; 0,50; 0,75), concluindo-se que a diferença em termos de eficiência é muito pequena.

Teixeira e Santos (1998) analisaram os dados relativos à remoção de coliformes em um sistema australiano da ETE de Eldorado (ES). Foram calculados os números de dispersão “d” por três diferentes métodos: de Wehner e Wilhelm, de Yanez (eq. 30) e de Agunwamba *et al.* (eq. 31), tendo sido encontradas diferenças significativas – até 79,8% – entre os valores, indicando que os modelos de Yanez e

de Agunwamba *et al.* podem subdimensionar os valores de “d”. Foi verificado um maior decaimento bacteriano na região próxima à entrada da unidade, o que pode significar que a partir de uma certa distância da entrada, o aumento no comprimento na unidade se traduz em um ganho muito pequeno em termos de eficiência na remoção de coliformes.

$$d = 0,102 \left(\frac{3(W + 2.H)t.v}{4.L.W.H} \right)^{-0,410} \left(\frac{H}{L} \right) \left(\frac{H}{W} \right)^{-(0,981+1,385.H/W)} \quad (31)$$

Na equação 31 acima, determinada por Agunwamba *et al.*, W, H e L referem-se às dimensões da lagoa – largura, altura e comprimento, respectivamente. O termo t é o TDH da lagoa e v a viscosidade cinemática da água (m²/s).

Von Sperling (1996), analisando os modelos de Agunwamba *et al.* e Yanez, afirma que ambos geram resultados similares em lagoas com comprimento maior que 100m. Visto que a equação de Yanez (eq. 30) é mais simples, o autor recomenda ainda que ela pode ser adotada em casos nos quais seja exigido procedimento simplificado de cálculos e em que ainda não estejam definidas as dimensões comprimento e altura (na equação, insere-se apenas a relação L/W).

Um estudo foi conduzido por Kellner *et al.* (2009) em uma ETE da Sabesp composta por sistema australiano, utilizando traçador Rhodamina B. Na lagoa facultativa, o TDH teórico foi calculado em 11,9 dias, enquanto o real foi de 7,3 dias, resultando em um percentual de volume ativo de 61,4%. Na lagoa de maturação, foram realizados dois ensaios: em um deles, o volume ativo resultante foi de 25,4% (TDH teórico de 7,8 dias e real de 2 dias); no outro, o volume ativo foi de 33,6% (TDH teórico de 6,8 dias e real de 2,3 dias). Essa diferença entre valores teóricos e reais demonstra claramente a existência de zonas mortas. Em todos esses ensaios, o número de dispersão d resultante foi alto (todos maiores que 10⁷), possibilitando a analogia com o regime de mistura completa, nos quais esse número tende ao infinito. Mas deve-se ter cuidado com esta associação, visto que Arceivala (1983 *apud* KELLNER *et al.*, 2009) chamou atenção para o fato da estratificação térmica ter grande influência, principalmente em locais de clima quente. Dessa forma, ainda que os números de dispersão calculados resultem maiores que 4, a mistura completa não se verifica na prática. A estratificação térmica demonstrou de fato ter influência significativa nos ensaios conduzidos. Houve indícios de que a massa de

traçador inicialmente ficava retida nas camadas superiores das lagoas, e a mistura somente ocorria no perfil vertical quando a desestratificação térmica era verificada. Dessa forma, o resfriamento da temperatura da camada superior fazia com que aumentasse a densidade da massa líquida mais superficial, gerando um movimento rumo às camadas inferiores e promovendo uma mistura. A existência de curtos-circuitos no sistema foi confirmada pela irregularidade na saída de traçador durante as primeiras 25 h, além de ter sido observado visualmente pelos pesquisadores. (KELLNER *et al.*, 2009)

Naval *et al.* (2002) analisaram o regime hidrodinâmico das lagoas de estabilização da ETE Taquaralto/Aureny, Tocantins. A estação é composta por uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa e, finalmente, uma de maturação. A metodologia utilizada para determinação do regime hidrodinâmico foi o cálculo do número de dispersão pelo modelo proposto por Yanez (eq. 30). Os autores concluíram que todas as lagoas se comportam com Fluxo Disperso, já que, segundo Kellner e Pires (1998), valores de d entre zero e infinito condicionam esse regime. No entanto, os modelos de mistura completa (d infinito) e fluxo pistão ($d=0$) são idealizações. Matematicamente, é simples observar que pela equação de Yanez o número de dispersão será sempre diferente de zero e de infinito – a não ser que L/W seja zero, o que é inconcebível. Assim, o método utilizado pelos autores para obtenção do número de dispersão indicará sempre a ocorrência de fluxo disperso. Após essa “determinação” do regime hidráulico, foram calculadas as concentrações efluentes das lagoas, de acordo com a equação 16. Observou-se que apenas a lagoa anaeróbia apresentou grande diferença entre a eficiência de remoção calculada e a medida – devido a problemas de curtos-circuitos, entre outros. De forma geral, a diferença entre a eficiência real e a calculada do sistema como um todo foi de cerca de 15%.

Gotardo (2005) analisou três diferentes condições operacionais de uma lagoa facultativa em escala piloto ($17,5 \text{ m}^3$), quais sejam: fase 1, com TDH = 20 dias e durante primavera/verão; fase 2, com TDH = 10 dias durante verão/outono; fase 3, com TDH = 20 dias e durante inverno/primavera. Com os dados de monitoramento do comportamento da lagoa, foram calculadas as constantes cinéticas para os regimes de fluxo pistão e mistura completa, a partir das equações 8 e 13 respectivamente. Na Tabela 2.4, podem ser observados os resultados obtidos

dessas constantes com dados de DBO, assim como os resultados calculados para outras lagoas facultativas com características semelhantes. A autora concluiu, então, pela maior compatibilidade dos seus resultados de k com os de Koné. A maior diferença foi verificada para o valor de k apontado por Von Sperling (2002 *apud* Gotardo, 2005) para o regime de MC – $1,53 \text{ dia}^{-1}$, enquanto seus resultados se situaram entre $0,12$ e $0,27 \text{ dia}^{-1}$.

TABELA 2.4: VALORES TÍPICOS DE PROJETO PARA LAGOAS FACULTATIVAS, REFERENTES A DBO

Autores	TDH (dia)	Taxa de Aplicação Superficial (kgDBO/ha.dia)	Eficiência (%)	k_{20} (dia^{-1})	
				FP	MC
Koné (2002 <i>apud</i> Gotardo 2005)	6	130	52	0,12	0,18
Laouali (1996 <i>apud</i> Gotardo 2005)	25	200	45	0,02	0,03
Gotardo (2005) Fase 1	20	55,5	66,9	0,05	0,12
Gotardo (2005) Fase 2	10	153,3	62,5	0,09	0,27
Gotardo (2005) Fase 3	20	76,3	73,4	0,09	0,20

Fonte: Adaptado de Gotardo (2005).

Além dos dados de DBO, foram também utilizados os de DQO para cálculo das constantes cinéticas. Em seguida, foram calculadas as constantes para 5 lagoas facultativas de mistura completa para tratamento de dejetos suínos, para fins de comparação. Os resultados apresentados na Tabela 2.5 mostram que as constantes de todas as fases da lagoa de Gotardo (2005) são maiores que aqueles de Dalavéquia (2000 *apud* Gotardo, 2005), apesar das maiores cargas orgânicas aplicadas.

Rocha (2005) monitorou o comportamento de uma série de lagoas que formam a ETE Jarivatuba, que atende a cerca de 80 mil habitantes no município de Joinville (SC). A partir dos dados de concentrações efluentes, foram calculadas as constantes k de acordo com as equações de cada um dos regimes hidráulicos para cada uma das lagoas. Da mesma forma, foram calculados os números de dispersão

d, de acordo com a equação de Agunwamba (eq. 31). Os resultados podem ser observados na Tabela 2.6.

TABELA 2.5: VALORES TÍPICOS DE PROJETO PARA LAGOAS FACULTATIVAS, REFERENTES A DQO

Autores	TDH (dia)	Taxa de Aplicação Superficial (kgDQO/ha.dia)	Eficiência (%)	k ₂₀ (dia ⁻¹)	
				FP	MC
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> Gotardo, 2005)	24	232	25	-	0,014
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> Gotardo, 2005)	20	289	22	-	0,014
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> Gotardo, 2005)	15	225	9	-	0,006
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> Gotardo, 2005)	15	265	13	-	0,010
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> Gotardo, 2005)	15	230	20	-	0,016
Gotardo (2005) Fase 1	20	190	53	0,02	0,04
Gotardo (2005) Fase 2	10	304	59,7	0,08	0,14
Gotardo (2005) Fase 3	20	139	72,7	0,09	0,19

Fonte: Adaptado de Gotardo (2005).

TABELA 2.6: VALORES DE OPERAÇÃO CALCULADOS PARA UM SISTEMAS DE LAGOAS NA ETE JARIVATUBA (SC)

Autores	TDH (dia)	L/W	d (adim.)	k ₂₀ (dia ⁻¹)	
				FP	MC
Lagoa Anaeróbia A11 - Rocha (2005)	3,45	1,56	1,60	0,61	1,45
Lagoa Anaeróbia A21 - Rocha (2005)	3,45	0,91	2,40	0,57	1,3
Lagoa Facultativa F1 - Rocha (2005)	27,18	2,99	0,50	0,09	0,29
Lagoa de Maturação M11 - Rocha (2005)	6,25	0,51	2,40	0,35	0,94

Fonte: Adaptado de Rocha (2005).

Pelas relações L/W , pode-se perceber que a lagoa que mais se aproxima de uma condição de FP é a facultativa. Nas outras, esse quociente é muito baixo e há propensão para ocorrência de MC, o que é coerente com o regime que foi adotado para o dimensionamento da ETE. Agunwamba (1992 *apud* VON SPERLING, 1996), sob condições similares às lagoas de Rocha (2005), apontou para os seguintes resultados: lagoa anaeróbia com d entre 0,7 e 1,3; lagoa facultativa com d entre 0,2 e 0,5; e lagoa de maturação com d entre 0,6 e 1,1.

Takeuti (2003) estudou o comportamento de uma lagoa facultativa com chicanas com relação L/W maior que 8. O número de dispersão resultou em 0,11 e foi calculado de acordo com o método de Yanez. É interessante notar que o uso de chicanas efetivamente reduziu o número de dispersão (sem essas estruturas o valor calculado foi de 0,64), e aproximou o regime do Fluxo Pistão, conforme esperado.

2.4.1.2 Lagoas Aeradas Facultativas

De início, cabe ressaltar que a aeração nesse tipo de lagoa visa tão somente oxigenar a coluna d'água e não a promoção da mistura dos sólidos suspensos, como ocorre em outros que utilizam aeração mecânica. Mesmo assim, convencionalmente adota-se mistura completa para as lagoas facultativas aeradas (CRITES *et al.*, 2006).

Estudos de Middlebrooks *et al.* (1982 *apud* CRITES *et al.*, 2006) mostraram que bons resultados foram obtidos usando o modelo de fluxo pistão quando a aeração era feita superficialmente ou por ar difuso. A carga orgânica aplicada nos sistemas avaliados era baixa, de forma que as constantes de reação obtidas são conservadoras, já que a constante de reação cai à medida que decresce a carga orgânica aplicada. O autor concluiu que, como consequência da falta de melhores dados de constantes de reação, torna-se necessário projetar essas lagoas utilizando a abordagem da mistura completa, ou a tanques de mistura completa em série.

O formato ideal das lagoas projetadas para operarem com hidráulica de mistura completa é circular ou quadrado. No entanto, costuma-se recomendar o projeto de lagoas facultativas aeradas com uma relação L/W de 3 ou 4, pois

reconhece-se que o padrão de escoamento nesse tipo de sistema aproxima-se mais do fluxo pistão (CRITES *et al.*, 2006).

Os resultados de constantes cinéticas obtidas por diversos autores encontram-se na Tabela 2.7, e indicam uma convergência dos valores de k_{20} entre 0,2 e 0,3 dia^{-1} . Não foi informado, no entanto, qual o modelo hidráulico adotado para obtenção dos resultados.

TABELA 2.7: CONSTANTES CINÉTICAS DE REAÇÃO PARA LAGOAS FACULTATIVAS AERADAS DE ACORDO COM DIFERENTES FONTES

Constantes de reação para Lagoas Facultativas Aeradas	
Fonte	k_{20}
Tem States Standards (1990)	0,276 dia^{-1}
Boulier e Atchinson (1975)	0,2 e 0,3 dia^{-1} $\theta = 1,036$
Reid (1970)	0,28 dia^{-1}

Fonte: Adaptado de CRITES *et al.* (2006)

Faz-se necessário adaptar a constante k_{20} para a temperatura local – usualmente, a temperatura mais baixa, de forma a permitir o alcance da concentração efluente desejada na pior condição esperada do ponto de vista das reações bioquímicas (VON SPERLING, 1996). Quando não se dispõe da temperatura da massa líquida na lagoa, mas se dispõe da temperatura ambiente (ar), pode-se utilizar a equação desenvolvida por Mancini e Barnhart (1976 *apud* CRITES *et al.*, 2006), na qual T_w é a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), T_a é a do ar ($^{\circ}\text{C}$), Q a vazão (m^3/dia), A é a área superficial da lagoa (m^2) e f um fator de proporcionalidade (igual a 0,5).

$$T_w = \frac{A \cdot f \cdot T_a + Q \cdot T_i}{A \cdot f + Q} \quad (32)$$

2.4.1.3 Lagoas Anaeróbias

Com relação a lagoas anaeróbias, o mesmo que foi afirmado a respeito das facultativas é válido, segundo Crites *et al.* (2006): não há consenso sobre qual o mais adequado método de dimensionamento. Esses métodos são geralmente baseados em taxa de aplicação superficial, taxa de aplicação volumétrica e tempo de detenção hidráulica. Os mesmos autores consideram ainda imprecisa a abordagem por taxa de aplicação superficial, e recomendam o uso de métodos de dimensionamento baseados na taxa de aplicação volumétrica, temperatura do líquido e tempo de detenção hidráulica.

A Organização Mundial da Saúde (1987 *apud* CRITES *et al.*, 2006) afirma que em regiões onde a temperatura excede 22°C, atinge-se pelo menos um grau de remoção de 50% da DBO afluente se forem adotados: taxa de aplicação volumétrica de até 300 gDBO/m³.dia, tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 5 dias e profundidade entre 2,5 e 5 m.

Conforme já exposto no item relativo às lagoas facultativas, Rocha (2005) calculou os TDHs, relações L/W, números de dispersão “d” e constantes “k” de lagoas anaeróbias de uma ETE em Joinville, SC (Tabela 2.6). Ambas as lagoas anaeróbias operaram com o mesmo TDH, porém, com diferentes relações L/W (1,56 e 2,40). Foi observado um maior número de dispersão para a lagoa com um menor L/W, o que se mostra coerente com a teoria. No entanto, com relação as constantes cinéticas “k”, os valores permaneceram praticamente iguais para as duas lagoas anaeróbias, tanto para o regime FP quanto MC.

2.4.2 Reatores UASB

Especialmente em reatores anaeróbios, a hidrodinâmica parece exercer uma influência significativa sobre a velocidade das reações a qual, segundo Carvalho *et al.* (2008), decorre das diferentes taxas de transferência de massa e distribuições das reações ao longo do reator. Portanto, o grau de homogeneidade/mistura no

interior do reator tem impacto sobre a distribuição de biomassa e encadeamento das reações.

De forma geral, com relação à bioquímica do processo de tratamento anaeróbio, é destacado por Aquino e Chernicharo (2005) que nos reatores onde não são verificadas condições adequadas à ocorrência de fluxo pistão, como os UASB e lagoas anaeróbias, não há uma efetiva separação entre as fases acidogênica, acetogênica e metanogênica, conforme exposto na Tabela 2.8. Disto podem resultar condições desfavoráveis ao processo de tratamento anaeróbio, como acúmulo de propionato e butirato durante condições de stress (choques de carga, introdução de substâncias tóxicas) causadas por acúmulo de hidrogênio e acetato; isso não ocorre com o reator compartimentado, que favorece o fluxo pistão e apresenta maior separação de fases. De acordo com Levenspiel (2000, p. 144), para reações irreversíveis em série, “a quantidade máxima possível de qualquer intermediário e de todos eles juntos é obtida se fluidos de composições diferentes e em estágios diferentes de conversão não se misturarem”.

Em geral, em sistemas anaeróbios não são tão comumente aplicados agitadores mecânicos ou aeradores, que em sistemas aeróbios acabando promovendo mistura na camada líquida. Assim, pode-se supor que a princípio a mistura que ocorre no reator, determinando seu comportamento hidráulico real, é causada pelas estruturas de distribuição e pelo seu formato. Por exemplo, recomenda-se que em reatores do tipo UASB haja uma tubulação distribuidora de esgoto para cada 1 a 2 m² de superfície de fundo, justamente para proporcionar uma boa mistura na manta de lodo e evitar a formação de volumes mortos (AISSE, 1987).

Os resultados de Brito e Melo (1997), estudando o um reator UASB em escala de laboratório utilizando cloreto de lítio como traçador, indicaram um comportamento tendendo a fluxo pistão. Isto foi verificado devido à baixa turbulência promovida pela velocidade ascensional e produção de gás. Verificou-se, além disso, através do ajuste de modelos às curvas de saída de traçador, que a modelagem poderia ser aproximada por uma sequência de 4 tanques de mistura completa em série. A existência de uma cauda no perfil de concentrações efluentes de traçador indicou a possível presença de zonas estagnadas no volume de controle.

TABELA 2.8: CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS E DE SEPARAÇÃO DE ETAPAS METABÓLICAS EM DIFERENTES REATORES ANAERÓBIOS

Tipo de reator	Separação de etapas metabólicas	Hidrodinâmica
UASB	Baixa (floculação)	Misto ^a
Filtro Anaeróbio	Média - Baixa (biofilme)	Misto
Reator de leito granular expandido	Média (granulação)	Favorece a mistura completa
Reator compartimentado	Média - Alta (granulação e floculação)	Favorece o fluxo pistonado
Lagoa Anaeróbia	Baixa (floculação)	Misto
Reator de membrana ^b	Baixa (floculação)	Favorece a mistura completa ^a

a - Para esgotos diluídos, como o doméstico, a produção de gás é, em geral, insuficiente para promover a mistura completa. Entretanto, a mistura completa pode ocorrer com esgotos industriais concentrados, prejudicando a separação de fases e a cinética de degradação. Nesse caso, a separação de etapas metabólicas só ocorreria se houvesse granulação da biomassa e estratificação espacial dos microrganismos no grânulo.

b - Reator de mistura completa com uso de membrana externa ou submersa

Fonte: Adaptado de AQUINO e CHERNICHARO (2005)

Foi estudado também por Brito e Melo (1997) um Reator Anaeróbio de Leito Expandido (*Expanded Granular Sludge Bed* – EGSB), que se trata de uma variação do conceito do UASB, com a diferença de possuir maior velocidade ascensional, provocando expansão da manta de lodo. Isto é conseguido com o aumento da altura do reator e/ou com a recirculação do efluente. Apesar da semelhança conceitual reator UASB, o EGSB apresentou um comportamento similar ao reator de mistura completa ideal (e não de fluxo pistão), segundo os autores devido à alta taxa de recirculação que promove maior mistura.

Morgan-Sagastume *et al.* (1997, *apud* CARVALHO *et al.*, 2008) realizaram estudos com traçadores em um reator UASB em escala piloto, utilizando o bromocresol verde – devido ao fato de não absorver/adsorver na biomassa e não afetar os parâmetros pH e potencial redox do meio líquido. Concluiu-se que a posição do coletor de gás tem importante influência sobre o comportamento hidráulico: quando esta barreira física está localizada mais próxima ao manto de lodo, diminuía a fração de zonas mortas, já que era introduzida uma “zona de equalização de fluxo de vazão”. Além disso, aumentou a eficiência do sedimentador. Assim, com essa aproximação do coletor de gás ao manto, foi obtido um comportamento hidráulico tendendo a fluxo pistão.

Carvalho *et al.* (2008) realizaram um estudo sobre o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB em escala piloto, tanto com vazão afluente constante tanto com variações cíclicas senoidais provocadas ($\pm 40\%$ e $\pm 60\%$). Foram realizados estudos com o traçador eosina Y por ser de fácil detecção, estabilidade, segurança no manuseio e elevada taxa de recuperação da massa injetada. Os resultados das concentrações efluentes de traçador foram trabalhados usando modelos de dispersão de fluxo e de reatores em série.

O estudo com traçadores permitiu, por meio de análise da curva DTR, verificar que o tempo de detenção hidráulico real foi entre 40 e 60% maior que o teórico. Um fenômeno de cauda nas concentrações de saída foi verificado em todas as condições operacionais testadas (vazão constante ou variável), o que normalmente indica a existência de zonas mortas. O resultado pode ser interpretado como indicador de existência de zonas mortas ou adsorção da eosina Y na biomassa, o que retardaria sua liberação ao meio líquido. Quando comparados entre si, os resultados com vazão constante e com vazão com variação senoidal, o tempo de detenção hidráulico não teve diferenças significativas. Em outros estudos, o fenômeno de cauda pôde também ser atribuído à adsorção de traçador no próprio meio suporte (nos reatores onde ele existe) ou na espuma, como no caso do trabalho de Lima (2001, *apud* CARVALHO *et al.*, 2008).

Em um reator anaeróbio de leito fluidizado, Stevens *et al.* (1986 *apud* CARVALHO *et al.*, 2008) obtiveram tempos de detenção hidráulica médios reais (medidos a partir de curvas DTR, resultantes de teste com traçador Rhodamina WT) em torno de 100% maiores que os valores calculados, fenômeno atribuído à difusão do traçador na biomassa.

A variação senoidal da vazão afluente resultou em um aumento, na etapa de análise dos dados a partir dos modelos hidráulicos, no número “n” de reatores de mistura completa em série – o que mostra um aumento da tendência de fluxo pistão. Por exemplo, durante os testes em que houve variação de 60% da vazão, o número “n” encontrado foi de 11, enquanto com vazão constante foi entre 4 e 5.

Norman e Frostel (1987 *apud* AISSE, 1987) concluíram que um reator UASB pode ser considerado de mistura completa para cargas maiores que 1 kg DQO/m³.dia, sendo que a modelagem de seu comportamento hidráulico foi feita separadamente para cada compartimento do reator. Concluiu-se que o leito do lodo

e a camada de água se comportaram individualmente como reatores de mistura completa, e o decantador como de fluxo pistão.

Pesquisadores da COPASA utilizaram testes de traçadores para avaliação do comportamento hidrodinâmico de reatores de manto de lodo – UASB (RENNÓ; d'ÁVILA, 2005). Foram utilizados como traçadores KMnO_4 e NaCl , sendo que este apresentou desempenho tão bom quanto o primeiro. O estudo analisou as concentrações de traçador no efluente e em diversos pontos do reator ao longo do tempo, e com o resultado puderam-se realizar diversas otimizações estruturais no sistema.

2.4.3 Filtros Biológicos

O conceito de filtros biológicos usado aqui adota sua forma mais ampla no entendimento do termo, incluindo uma diversidade de tipologias de reatores. Podem existir filtros com fluxo ascendente ou descendente, aeróbios ou anaeróbios, dotados de aerador ou não, etc. Da mesma forma, existe uma infinidade de materiais que podem ser utilizados como recheio, e diversas formas de aplicação (para tratamento de esgoto bruto ou polimento de efluente). Na sequência, serão abordados fatores relevantes sobre vários desses reatores, principalmente aquelas tipologias que serão mais adiante consideradas para as simulações matemáticas – FBP, Filtro Anaeróbio e FBAS.

É uma prática usual que os efluentes dos filtros biológicos percoladores, principalmente os de alta taxa, sejam recirculados (líquido, lodo, ou líquido+lodo). A recirculação, de acordo com Bewtra e Biswas (2006), apresenta as seguintes características principais:

- diminui a carga orgânica nos primeiros metros do filtro;
- aumenta o conteúdo de oxigênio dissolvido, reduzindo a possibilidade de ocorrência de condições anaeróbias e geração de odores;
- parte da matéria orgânica entra em contato com a biomassa ativa mais de uma vez;
- provê inóculo continuamente ao reator;

- o aumento da vazão afluyente melhora a uniformidade de distribuição sobre o meio filtrante e reduz a possibilidade de colmatação e proliferação de insetos;
- aumenta a flexibilidade operacional dos reatores;
- ocasiona maiores custos operacionais;
- pode resultar em aumento dos lodos gerados.

É usual também os efluentes dos filtros biológicos sejam encaminhados a decantadores secundários, com o objetivo de remover a matéria orgânica remanescente e a biomassa que pode eventualmente ser carregada para fora do reator, diminuindo assim o conteúdo de sólidos em suspensão no efluente final (SANTOS, 2005). O lodo sedimentado pode então, como comentado no parágrafo anterior, ser recirculado para o filtro.

Bewtra e Biswas (2006) assumem que o escoamento através do recheio dos filtros se aproxima do fluxo pistão e que a remoção de DBO ocorre através de uma cinética de reação de primeira ordem, de acordo com as equações relativas a esse regime. Por outro lado, esses autores indicam também outra equação para aplicação na modelagem de filtros percoladores, que corresponde àquela da mistura completa. Não foi indicado, porém, qual dos dois regimes seria o que melhor se aproxima do comportamento real desse tipo de reator.

A constante de reação k é função da massa de biofilme ativa por unidade de volume e é constante para uma área específica e camada uniforme de lodo/biomassa (BEWTRA; BISWAS, 2006). O tempo “ t ” (normalmente considerado o tempo de detenção hidráulica) pode ser denominado no caso dos filtros “tempo de contato”, e é dependente da altura do filtro, taxa de aplicação volumétrica superficial e superfície específica do meio filtrante; tais parâmetros podem ser relacionados pela equação que é uma premissa do chamado critério de Eckenfelder:

$$t = \frac{c.H}{TAS^n}, \quad (34)$$

onde H é a profundidade do meio filtrante (m), c é uma constante função do meio suporte e respectiva superfície específica e o expoente n varia de acordo com o tipo de meio filtrante e sua superfície específica e com as características hidráulicas do sistema. Segundo Bewtra e Biswas (2006), n varia entre 0,53 e 0,83, e segundo Santos (2003), varia entre 0,2 e 1,1.

Se substituída essa equação no equacionamento do modelo de fluxo pistão, chega-se ao critério de Eckenfelder:

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left[-k \cdot \left(\frac{1}{TAS}\right)^n \cdot H \cdot c\right] = e^{(-k \cdot H / TAS^n)} \quad (35)$$

Como afirmado anteriormente, Bewtra e Biswas (2006) assumem que também pode ocorrer mistura completa nos filtros e, além disso, adotam a existência de uma relação inversamente proporcional entre a profundidade H do filtro e a massa de biofilme cobrindo o meio filtrante, $c_1 \propto 1/H^m$:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + k \cdot A_v^n \cdot H^{(1-m)} / Q_a^n} = \frac{1}{1 + k' \cdot H^{(1-m)} / Q_a^n} \quad (36)$$

Os projetos de biofiltros, dados o caráter instável do biofilme e o comportamento hidrodinâmico complexo, têm sido realizados de forma bastante empírica. Teixeira e Santana (1998) analisaram um biofiltro submerso em escala piloto, e estudaram os métodos de estimativa de “d” (testes de traçador, com uso de permanganato de potássio) e o comportamento deste número com a variação de outros parâmetros de operação do sistema. Como resultado, verificou-se uma diferença significativa entre o valor de “d” considerando-se apenas o leito suporte e considerando o reator como um todo (tratando-o como uma caixa-preta). No primeiro caso, o resultado foi de 0,083 e no segundo, 0,168. Atribuiu-se a diferença a dois fatores: a existência de um espaço entre o final do leito suporte e a saída do biofiltro e a não-representatividade e super-estimativa do comportamento do reator ao longo do leito suporte, onde efetivamente ocorrem as reações, pela dispersão global. Com isso, os autores concluíram que modelos do tipo caixa preta, ou seja, aqueles que consideram apenas as concentrações afluente e efluente, podem gerar resultados insatisfatórios quando utilizados para estimar o número de dispersão.

O mesmo estudo verificou que o efeito do aumento da vazão no biofiltro sem aeração foi uma redução do valor do coeficiente de dispersão D, enquanto com aeração ocorreu o contrário, fato explicado pela adoção de uma taxa de aeração constante, diretamente proporcional à vazão (ocorrendo então um aumento na mistura ocasionado pela injeção de ar no sentido oposto à direção do fluxo). O

aumento isolado da taxa de aeração (sem alteração da vazão) resultou em diminuição de D, devido à uniformização do perfil de velocidade ocasionado pela turbulência mais alta (Teixeira e Santana, 1998).

Busato (2004) avaliou o comportamento de um filtro anaeróbio, operando como pós-tratamento de um reator UASB, em uma ETE no interior do Paraná. A autora buscou obter a constante cinética de remoção k do filtro através da inserção nas eqs. 8 e 13 das concentrações afluente e efluente e TDH medidos. Foram obtidos os valores de $k=0,56 \text{ dia}^{-1}$ para mistura completa e $k=0,46 \text{ dia}^{-1}$ para fluxo pistão. Quando observada a plotagem desses dados em gráfico, verificou-se que nenhum dos dois modelos forneceu uma boa correlação – portanto, a autora não conseguiu prever qual o regime de operação de melhor ajuste ao filtro anaeróbio estudado.

O trabalho de Hartmann (2006) buscou através das simulações matemáticas analisar o comportamento do filtro anaeróbio do estudo de Busato (2004), utilizando seis combinações diferentes de parâmetros de entrada como representativos da matéria orgânica, quais sejam (representam dados de entrada/saída do reator): DBO_T/DBO_T , DBO_T/DBO_F , DBO_F/DBO_F , DQO_T/DQO_T , DQO_T/DQO_F e DQO_F/DQO_F . A metodologia usada adotou o número de dispersão d variando aleatoriamente entre 0,05 e 1000 – o alto limite superior foi determinado com a intenção de se aproximar fortemente de um comportamento de mistura completa. Contudo, a partir de um valor de aproximadamente 6, valores de erro iguais ao do regime MC foram obtidos, demonstrando ser desnecessário o uso de uma faixa tão ampla de “ d ”. O estudo mostrou que, no caso do filtro anaeróbio, o menor Erro Percentual da Estimativa (conceito apresentado na sequência) foi obtido para a família de simulações que considerou a DQO total na entrada e na saída, enquanto o menor Erro Padrão da Estimativa resultou dos dados de DBO total afluente e DBO filtrada efluente. No entanto, o filtro anaeróbio analisado neste estudo terá como dados de entrada e saída a DBO e DQO totais.

Uma segunda parte do estudo foi a aplicação dos parâmetros obtidos para o dimensionamento de filtros anaeróbios hipotéticos. Em um primeiro cenário de dimensionamento, foram comparados três modelos diferentes (um deles proposto pela autora com base nos dados obtidos nas simulações) assumindo uma mesma eficiência do tanque séptico. O modelo proposto por Hartmann utilizou o regime de

MC, os valores de k e as concentrações afluente e efluente para obtenção do TDH, com o qual foi obtido o volume final do reator. Como resultado, observou-se que, dada uma mesma eficiência, o modelo proposto resultou em um volume pouco maior e um TDH calculado praticamente igual àquele do filtro originalmente analisado.

Um segundo cenário teve como objetivo comparar as eficiências obtidas pelo modelo proposto para diferentes valores de TDH. Para tanto, foi utilizada a equação do MC com os dados de k e concentração afluente média ao reator (conforme dados obtidos da operação do sistema). O valor do TDH variou entre 12 e 27,7 h, com intervalo de 2 horas. Pôde-se perceber, entre outros, que se for dobrado o valor do TDH de 12 para 24 h (o que dobraria o volume do reator), o aumento na eficiência não dobra, mas sim aumenta em 60%.

O estudo apresentou ainda um gráfico relacionando os valores de TDH às eficiências, para os parâmetros obtidos com as famílias de simulação citadas anteriormente. Até um TDH de cerca de 19 h o modelo proposto pela autora demonstra ser mais eficiente que o restante. Percebeu-se também que os resultados para DQO_T/DQO_F e para DBO_T/DBO_F foram praticamente os mesmos, enquanto houve uma grande diferença as curvas DQO_T/DQO_T e DBO_T/DBO_T .

Chiang e Dague (1992 *apud* BUSATO, 2004) estudaram o comportamento hidráulico de três filtros anaeróbios com o traçador Cloreto de Lítio e obtiveram uma resposta que indicou a ocorrência de mistura completa, atribuída ao borbulhamento dos gases gerados no tratamento. Da mesma forma, Dantas, Melo e Andrade Neto (2000) concluíram pela tendência a ocorrência de mistura completa em quatro filtros anaeróbios descendentes (preenchidos com leito filtrante composto por diferentes materiais) atuando como pós-tratamento de um filtro anaeróbio ascendente precedido por um sistema decanto-digestor. O traçador utilizado foi o NaCl, e o estudo permitiu concluir que o comportamento do filtro preenchido com eletroduto corrugado indicou ocorrência de existência de zonas de estagnação. Já o gráfico de concentrações de saída do reator preenchido com brita apresentou algumas ondulações que podem demonstrar a existência de certo grau de recirculação no reator. De modo geral, os filtros preenchidos com brita comercial, brita granítica e tijolos cerâmicos vazados tiveram um retardo na saída de traçador e um fenômeno de cauda, possivelmente devido à adsorção ao meio filtrante.

2.4.4 Wetlands

Os wetlands podem ser considerados reatores biológicos de crescimento aderido e, para Kadlec e Knight (1996 *apud* KAYOMBO *et al.*, 2005) e Reed *et al.* (1995 *apud* KAYOMBO *et al.*, 2005), os wetlands de fluxo sub-superficial operam de acordo com fluxo pistão e cinética de primeira ordem para remoção de DBO. Os primeiros consideram o mesmo regime e cinética para decaimento de todos os poluentes ao longo desses reatores – DBO, SST, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito+Nitrato e Coliformes Fecais.

De fato, a primeira equação a ser utilizada de modo regular no dimensionamento de wetlands foi a do fluxo pistão – eq. 8 (USEPA, 1988 *apud* VALENTIM, 2003). O valor de k_{20} indicado era $0,0057 \text{ dia}^{-1}$, e o coeficiente θ para correção de temperatura na equação de Van't Hoff Arrhenius era de 1,06, o mesmo apresentado na Tabela 2.9. São indicados ainda valores de k_{20} igual a $0,8 \text{ dia}^{-1}$ e igual a $1,1 \text{ dia}^{-1}$ para wetlands sub-superficiais que adotam areia lavada e brita como meio suporte, respectivamente (REED *et al.*, 1988 *apud* VALENTIM, 2003). A Tabela 2.9 e o Quadro 2.1 mostram valores do coeficiente de remoção de matéria orgânica para wetlands de diferentes tipologias, segundo vários autores.

TABELA 2.9: PARÂMETROS CINÉTICOS PARA WETLANDS

Parâmetro	Valores
Temperatura de referência (°C)	20
<i>Wetlands de Fluxo Superficial:</i>	
k (dia^{-1})	0,678
θ	1,06
<i>Wetlands de Fluxo Sub-superficial:</i>	
k (dia^{-1})	1,104
θ	1,06

Fonte: Adaptado de Reed *et al.* (1995 *apud* KAYOMBO *et al.*, 2005)

QUADRO 2.1: VALORES DO COEFICIENTE K PARA WETLANDS DE ACORDO COM DIFERENTES AUTORES

Autor	Detalhes sobre o sistema	k (dia ⁻¹)
Cooper (1998 <i>apud</i> VALENTIM, 2003)	Fluxo sub-superficial (sistemas secundários), na Inglaterra	0,06
	Fluxo sub-superficial (sistemas terciários), na Inglaterra	0,31
Cooper (1998 <i>apud</i> VALENTIM, 2003)	Fluxo sub-superficial, na Dinamarca (valor médio)	0,083 ± 0,017
BRIX <i>et al.</i> (1989 <i>apud</i> VALENTIM, 2003)	Dinamarca	0,085 ± 0,025
KADLEC e KNIGHT (1996 <i>apud</i> VALENTIM, 2003)	Estados Unidos	0,06 a 0,13
Laber <i>et al.</i> (1998 <i>apud</i> VALENTIM, 2003)	Fluxo sub-superficial, na Malásia; efluente hospitalar	0,15 (DQO)

Sezerino (2006) projetou wetlands de fluxo sub-superficial horizontal utilizando a equação 8, que é do regime fluxo pistão. O dimensionamento adotou uma concentração afluente média de 90 mg/l de DBO (o wetland trata efluente de lagoas facultativas, que haviam sido previamente monitoradas), temperatura média do mês mais frio de 15°C (para correção do valor da constante cinética de degradação) e $k_{20}=0,80 \text{ dia}^{-1}$ (CONLEY *et al.*, 1991 *apud* SEZERINO, 2006).

Persson *et al.* (1999 *apud* KADLEC; WALLACE, 2008) propuseram a eficiência hidráulica, λ , como medida para análise dos volumes mortos e padrão de escoamento em *wetlands*. Este parâmetro pode ser definido como:

$$\lambda = e_{DTD} \cdot e_v \quad (30)$$

Cabe ressaltar que a eficiência hidráulica apresenta potencial para comparação, sob uma perspectiva da hidrodinâmica, da eficiência entre diferentes sistemas, mas não para fins de dimensionamento. Estudando sistemas reais e simulados (modelos dinâmicos bidimensionais), Persson *et al.* (1999 *apud* KADLEC; WALLACE, 2008) obtiveram valores de λ entre 0,11 e 0,90.

Mais recentemente, Kadlec (2000) elaborou um estudo demonstrando a limitação das considerações de primeira ordem ou fluxo pistão para esses sistemas,

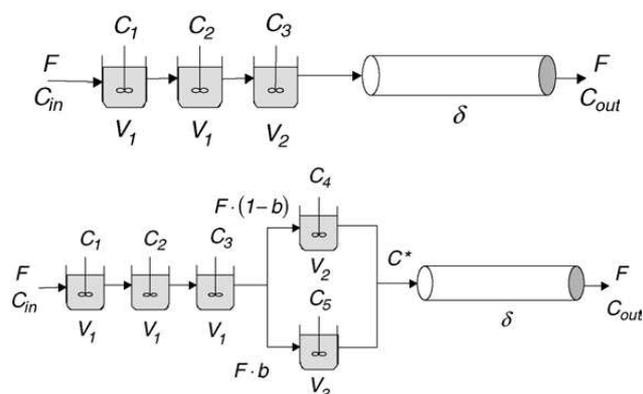
após o qual foram desenvolvidos uma série de trabalhos propondo modelos de maior complexidade. Werner e Kadlec (2000), por exemplo, propuseram um modelo formado por um canal de escoamento principal composto por um reator de fluxo pistão, ao longo do qual se acoplam uma série de infinitos reatores de mistura completa, visando simular as zonas de mistura limitada (não se tratam de zonas estagnadas).

Dada a diversidade de fatores que interferem no desempenho desses sistemas, Marsili-Libelli e Checchi (2005) afirmam que tem aumentado o grau de complexidade dos modelos preditivos do comportamento de wetlands – porém, sem ser acompanhado por um aumento compatível do nível de entendimento dos processos intervenientes. Segundo os autores, o modelo de tanques de mistura completa em série é muito rígido para modelar o fluxo difusivo, visto que uma única estrutura deve abarcar tanto o tempo-morto de transporte (definido como o intervalo de tempo entre o instante em que se introduz uma mudança de variável e o instante em que ela é detectada na saída do reator) quanto a difusão longitudinal. Por isso, procuraram descrever um wetland de escoamento sub-superficial horizontal por dois modelos simples (Figura 2.10), compostos por combinações de reatores de mistura completa de diferentes volumes em série e paralelo, seguidos por um reator de fluxo pistão. Esse modelo foi acompanhado por um procedimento robusto de identificação de parâmetros de ajuste, baseado em métodos de determinação de regiões de confiança. Com isso, buscou-se conferir flexibilidade ao modelo de tanques em série, por separar os aspectos de tempo morto (reator tubular) e de difusão (configurações com tanques de mistura completa).

Em um ambiente de wetland natural (banhado), Stern *et al.* (2001) realizaram um teste com o traçador Rhodamina WT e obtiveram curvas de resposta na saída que não se ajustou aos modelos ideais de mistura completa e fluxo pistão – sendo portanto concluída a ocorrência de fluxo disperso. Giraldi *et al.* (2009) analisaram o comportamento hidrodinâmico de um wetland de fluxo subsuperficial vertical com teste de traçador Rhodamina WT. Foram realizados testes com diferentes graus de saturação do meio filtrante – saturação completa, saturação parcial com nível d'água 20 cm acima do fundo do leito e completamente drenado. Verificou-se um alto grau de influência da saturação sobre o comportamento do sistema: com aumento do conteúdo de umidade no wetland, aumentava também o

grau de mistura global no interior do sistema; por outro lado, o grau de mistura local diminuía com o aumento da umidade. Esse fenômeno foi explicado em termos físicos pelos autores, mas até o momento não foi incluído em nenhum modelo preditivo do comportamento de wetlands de fluxo vertical.

FIGURA 2.10: PROPOSTAS DE CONFIGURAÇÃO DE REATORES PARA MODELAGEM DE WETLANDS DE FLUXO SUB-SUPERFICIAL HORIZONTAL.



Fonte: MARSILI-LIBELLI e CHECCHI (2005)

2.4.5 Outros Sistemas

Hamad *et al.* (1981 *apud* AISSE, 1987) estudaram o desempenho de biodigestores indiano e chinês tratando esterco animal diluído, concluindo que o tempo de detenção real era de apenas 40% do valor teórico. Essa diferença foi atribuída a configuração geométrica de entrada e saída, elementos estruturais, presença de sedimentos, camada de gordura flutuante e arrastes promovidos pela produção de biogás.

Patza (2006) realizou um estudo sobre o comportamento hidráulico de um tanque séptico em escala de bancada, através de modelagem matemática (não lançou mão de testes de traçadores), e concluiu pela ocorrência de fluxo disperso. Inicialmente, no entanto, não foi encontrada diferença significativa entre os resultados das equações dos diferentes modelos – ou seja, os erros calculados pela diferença entre o resultado do modelo e a concentração efluente medida eram

iguais. Somente foram obtidas diferenças quando foi feita a correção da temperatura, pela equação de van't Hoff-Arrhenius.

Mounteer *et al.* (2007), analisando um tratamento de efluente de celulose em sistemas de lodos ativados industrial e de bancada, chegou aos seguintes valores de constante de remoção de matéria orgânica de primeira ordem, medida sob a forma de DQO e COT (Carbono Orgânico Total):

- 0,0246 h⁻¹ (DQO) e 0,0633 h⁻¹ (COT) no tanque 1;
- 0,0222 h⁻¹ (DQO) e 0,0592 h⁻¹ (COT) no tanque 2;
- 0,0216 h⁻¹ (DQO) e 0,0462 h⁻¹ (COT) no sistema de bancada.

Além disso, foi avaliado também que os tanques de aeração operam em regime de fluxo pistão.

Para lagoas aeradas, completamente misturadas (*complete-mix aerated ponds*), Reynolds e Middlebrooks (1990 *apud* CRITES *et al.*, 2006) obtiveram um valor de k_{20} de 2,5 dia⁻¹, a partir da operação de um sistema no Colorado, EUA. Esse valor é cerca de 10 vezes maior que os valores indicados anteriormente para lagoas facultativas aeradas, o que indica uma maior taxa de remoção de matéria orgânica em lagoas completamente aeradas e demonstra o efeito da aeração sobre o comportamento desses sistemas.

De acordo com San (1989), o regime de fluxo predominante em tanques de aeração modificados (em sistemas de lodos ativados) e em reatores anaeróbios de leito fluidizado é o fluxo disperso, podendo, no entanto, se aproximar em alguns casos do fluxo pistão.

O trabalho de Pilotto (2004) avaliou três diferentes configurações dos tanques sépticos – de câmara única, de duas câmaras em série e de câmaras sobrepostas. De acordo com a autora, foi utilizada uma faixa de d variando entre 0,05 a 0,5. Foram utilizados como dados de entrada os parâmetros DQO total, DQO filtrada e DQO suspensa (na entrada e na saída do tanque). Para a simulação, foram usados os dados do comportamento de três filtros, obtidos em literatura.

Como resultados, foram apresentadas Tabelas para cada família de simulações, que mostraram que os erros da estimativa calculados foram todos iguais para os três regimes hidráulicos – e, no caso do FD, para cada um dos números de dispersão. Para atingir esses erros iguais, os valores de k têm precisão até a terceira casa decimal. Atribuiu-se este fenômeno a uma possível relação constante que é

guardada entre os regimes hidráulicos. Foi observado também que, à medida que a dispersão do fluxo no reator diminui (passando de uma condição de MC para FP, com valores decrescentes de d), o valor de k também diminui. A interpretação para isso foi que nos regimes de maior turbulência (MC), a velocidade de reação seria mais alta, já que, entre outros fatores, há um maior contato entre as partículas. No entanto, pode ser dada uma explicação matemática para a questão: dado um reator monitorado que apresenta certo grau de eficiência, pela própria característica do modelo e equação matemática pertinente, um reator de MC requer um valor de “ k ” maior para atingir o mesmo nível que um reator FP e, assim, gerarem os mesmos erros da estimativa.

No estudo de Pilotto, a análise de tanques em série indicou que o valor de k seria mais alto para o primeiro tanque, devido aos maiores valores de carga orgânica afluentes a essa unidade. Os valores de k observados para as simulações realizadas para dados de DQO filtrada afluente e efluente foram mais baixos que nos outros casos, pois contabilizam apenas a parte orgânica dissolvida. A digestão biológica estaria então ocorrendo de forma mais rápida na parte suspensa da DQO do que na dissolvida.

Como foram obtidos valores de erro iguais para todos os regimes e em todas as famílias de simulação, a obtenção do valor de k mais adequado para cada situação foi realizada via comparação com dados bibliográficos. Um valor de k igual a $2,2 \text{ dia}^{-1}$ foi obtido em um trabalho anterior e confrontado com os resultados das simulações. Dentre todos os resultados, buscaram-se as simulações que tivessem originado um menor erro para este valor de k , tendo sido adotado então o regime correspondente como o mais adequado para explicar o funcionamento do tanque séptico em questão.

O trabalho de Pilotto (2004) incluiu ainda o dimensionamento do tanque séptico através do modelo que se concluiu como o mais adequado pelas simulações, para fins de comparação com os volumes obtidos através de normas oficiais ou obtidas em literatura. O re-dimensionamento dos volumes dos reatores de cada um dos três estudos considerados não foi feito utilizando-se os dados obtidos pelas simulações (regime hidráulico e constante cinética k); eles foram usados apenas para o cálculo da eficiência da unidade projetada. Por tratar-se de um tanque séptico, com grande parcela de remoção de matéria orgânica ocorrendo por

sedimentação, o dimensionamento foi feito como se fossem dois compartimentos: um para o acúmulo do lodo (de acordo com equação obtida em norma NBR) e o para digestão (obtido pela simples multiplicação da vazão requerida pelo TDH do sistema).

Ao final, observou-se que o modelo proposto pela autora resultou em menores volumes – e, portanto, mais econômicos – dos tanques, para qualquer um dos valores de vazão de projeto considerados.

3 METODOLOGIA

No presente estudo, foi utilizada a abordagem da modelagem matemática para obtenção do regime hidráulico de melhor ajuste aos sistemas estudados e da constante de remoção de matéria orgânica (k) para os reatores selecionados. Os detalhes da metodologia serão expostos nas sessões a seguir.

3.1 Sistemas de tratamento selecionados

Os tipos de sistemas a serem trabalhados são expostos no Quadro 3.1. Como se pretende analisar e comparar diferentes princípios de tratamento (anaeróbios e aeróbios), foram selecionados os seguintes sistemas: Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), Lagoa Aerada e Filtro Biológico Percolador (FBP), do lado dos sistemas aeróbios; Filtro Anaeróbio (FA), UASB e Lagoa Anaeróbia, do lado dos anaeróbios; e Lagoa Facultativa e Wetland de Fluxo Sub-Superficial, que podem operar segundo ambos os princípios. Foram usados dados secundários, obtidos em dissertações de mestrado, teses de doutorado ou artigos científicos.

3.2 Parâmetros de entrada utilizados

O conteúdo de matéria orgânica, que segue uma degradação de primeira ordem, foi considerado para as simulações matemáticas sob a forma dos parâmetros DBO e DQO total (afluente e efluente), já utilizados nos estudos de Patza (2006), Pilotto (2004), Busato (2004) e Soares e Bernardes (2001^a). Naval *et al.* (2002) e Gotardo (2005), para o cálculo dos valores de k , utilizaram o parâmetro DQO apenas, tendo em vista a maior facilidade na execução dessas análises laboratoriais em relação à DBO.

Há que se considerar que a DQO contabiliza todos os compostos quimicamente oxidáveis, e não apenas a matéria orgânica – que é medida no ensaio de DBO.

QUADRO 3.1: DADOS USADOS PARA SIMULAÇÃO.

Proposta de simulações				
Tipo de sistema	Sistema	Fonte (Autor)	Tipo	Parâmetro
Aeróbios	Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS)	Barbosa (2006) ¹	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO (total)
		Chagas (2006) ²	Dissertação de Mestrado	DBO total e DQO (filtrada na saída)
	Lagoa Aerada	Matos (2005)	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO
	Filtro Biológico Percolador (FBP)	Santos (2005)	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO
Aeróbio/ Anaeróbio	Lagoa Facultativa	Fabreti (2006) ³	Artigo Científico Dissertação de Mestrado	DBO e DQO (filtrada na saída)
		Ellis e Rodrigues (1993) ⁴	Artigo Científico	DBO e DQO (filtrada na saída)
	Wetland de Fluxo Sub-Superficial	Valentim (2003)	Tese de Doutorado	DQO
Anaeróbios	Filtro Anaeróbio	Busato (2004)	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO
	UASB	Busato (2004)	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO
	Lagoa Anaeróbia	Fabreti (2006)	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO

Nota: 1 = será denominado FBAS 1; 2 = será denominado FBAS 2; 3 = será denominada Lagoa Facultativa 1, ou LF 1; 4 = será denominada Lagoa Facultativa 2, ou LF 2.

Por essa razão, sempre que disponíveis os dados, foram realizadas simulações para os dois parâmetros (DBO e DQO), a fim de analisar as possíveis diferenças entre os resultados obtidos. Em alguns casos, no entanto, isso não foi possível pela falta de dados para algum dos parâmetros.

A exceção ocorreu para o caso das lagoas facultativas, que foram modeladas com concentrações efluentes em termos de DBO e DQO filtrada. Von Sperling (1996) e Soares e Bernardes (2001^a) enfatizaram que nas equações referentes aos regime hidráulicos, para o caso de aplicação em lagoas facultativas, devem-se utilizar dados de DBO afluente total e DBO efluente solúvel. Isso ocorre devido ao fato de que a DBO no efluente dessas lagoas é exercida pela matéria

orgânica remanescente (conteúdo não consumido no reator) e de sólidos em suspensão. Pode-se dizer que o conteúdo de sólidos suspensos totais (SST) do efluente de lagoas facultativas geralmente consiste em biomassa suspensa e não inclui apenas o conteúdo de matéria orgânica em suspensão (CRITES *et al.*, 2006; VON SPERLING, 2002; ELLIS e RODRIGUES, 1993). Esses organismos podem ou não acarretar em consumo de oxigênio no corpo hídrico receptor. Mara (1995 *apud* VON SPERLING, 1996) afirmou que nos sólidos suspensos do efluente desse tipo de sistema, o conteúdo de algas é entre 60 e 90%. Portanto, não se pode avaliar o desempenho numa lagoa facultativa utilizando a entrada composta por matéria orgânica do esgoto e saída composta por matéria orgânica remanescente mais algas que crescem no seu interior.

3.3 Critérios estatísticos

A partir do levantamento das informações sobre os reatores, foram tabulados seus dados de TDH e concentrações de entrada e saída de DBO e/ou DQO. Para cada um dos regimes hidráulicos e constantes “k” simuladas, foram inseridos nas equações de cada um dos regimes os valores de concentração afluente (C_0) e de TDH, além do próprio k, obtendo-se então as concentrações efluentes calculadas. No caso do fluxo disperso, esses cálculos eram feitos também para cada um dos números de dispersão “d”.

Em seguida, por meio de análise estatística, foram comparadas as concentrações efluentes dos reatores calculadas – via simulação matemática (para cada regime hidráulico e cada “k” simulado) com os dados reais monitorados. Assim, aquele regime e constante k que tivesse gerado o melhor ajuste aos dados reais seria aquele que estaria melhor explicando o comportamento do mesmo. Uma ilustração desse procedimento encontra-se na figura 3.2.

Foram utilizados dois critérios estatísticos para comparação entre os dados modelados e os dados reais. Buscou-se com isso verificar se diferenças significativas seriam encontradas entre os resultados obtidos no que diz respeito ao regime hidráulico de maior ajuste e constantes cinéticas de reação.

Em primeiro lugar, foi adotado o erro padrão da estimativa (EE), já utilizado por Pilotto (2004), Patza (2006), Hartmann (2006) e Masse e Droste (2000). A equação para estimativa do erro é apresentada abaixo, onde y é o valor calculado, \bar{y} o valor medido e n o número de amostras.

$$EE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}{n}} \quad (37)$$

De acordo com Hair *et al.* (1998), o erro padrão da estimativa é capaz de medir a precisão das previsões realizadas (neste caso, a aderência dos valores concentrações calculadas pelas simulações àqueles medidos), através do cálculo da variação dessas previsões em torno da reta de regressão. O EE poderia ser visto como o desvio-padrão dos erros de previsão, e por isso ambos os conceitos estariam fortemente relacionados.

O outro critério estatístico a ser utilizado será o Erro Percentual da Estimativa (PEE) que, segundo Hartmann e Santos (2006), é o mais adequado por eliminar a influência da diferença entre as ordens de grandeza dos parâmetros DQO e DBO. Isso é consequência da divisão do valor do EE pelo somatório dos valores medidos.

$$PEE = \left(\frac{EE / \sum \bar{y}}{n} \right) \cdot 100 \quad (38)$$

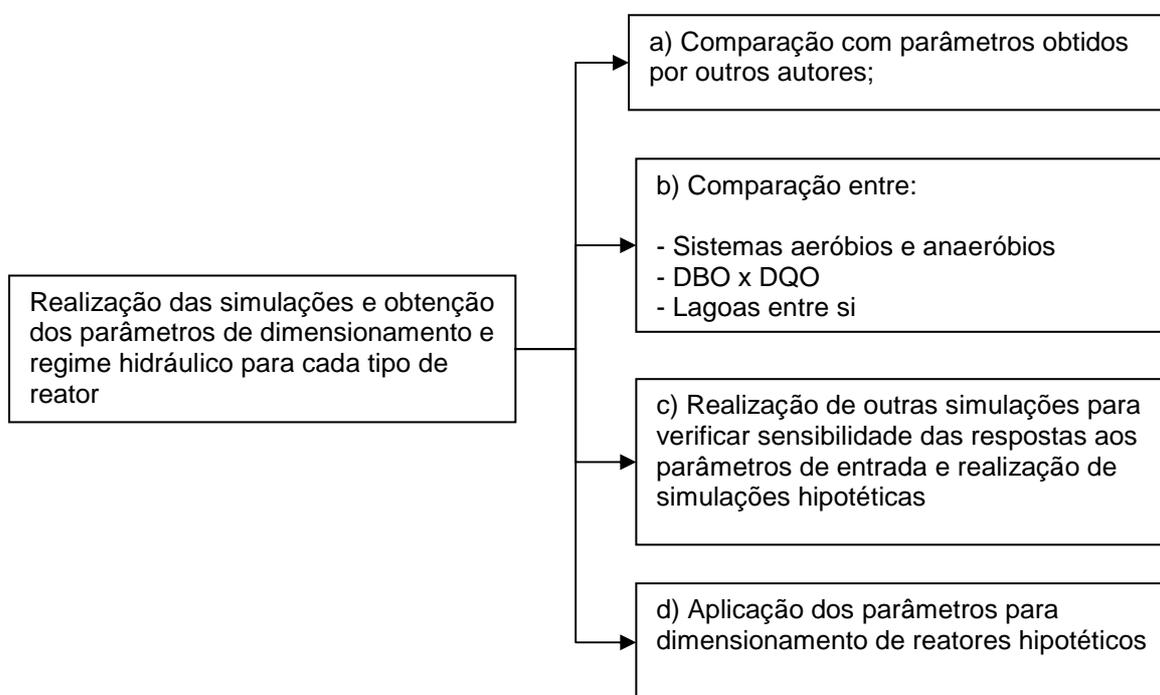
Após a realização de simulações utilizando o critério estatístico do EE, foram realizadas as mesmas simulações com o critério PEE. Os resultados em termos de regime apontado e respectivo valor de k e número de dispersão d , no caso do FD, foram idênticos, conforme pode ser visualizado no Apêndice 1. Esse era um resultado já esperado, pois o conceito e a própria equação do PEE são derivados do critério EE.

Uma única vantagem, segundo Hartmann (2006), é que o PEE elimina a influência da diferença entre as ordens de grandeza dos parâmetros DQO e DBO nos valores de erro resultantes. Para a autora, isso foi importante, pois ela buscou em seu estudo verificar qual o menor erro absoluto entre todas as simulações realizadas com os dois parâmetros (DBO e DQO). Caso em seu estudo fosse usado

o EE, por exemplo, os valores de erro para DQO seriam sempre significativamente maiores que para DBO, em decorrência do maior valor absoluto desses parâmetros.

Portanto, no restante desse trabalho continuaram sendo realizadas as simulações majoritariamente com o EE. Os resultados das simulações foram utilizados posteriormente para realização de diversas comparações, análises de sensibilidade, e dimensionamento de reatores, conforme Figura 3.1.

FIGURA 3.1: ESQUEMA GERAL DA METODOLOGIA DO TRABALHO.



3.4 Programa computacional

As simulações matemáticas levam em consideração os dados de dez diferentes reatores, alguns deles com dados de DBO e de DQO. Para cada um deles, a realização dos cálculos exigiu que fossem tabulados os dados de concentrações afluentes, efluentes e TDH. Além disso, havia também tabelas com dados de “k” e “d”, que funcionam como dados de entrada para as simulações.

Diante disso, a quantidade de dados manipulados era muito grande e a

realização dos cálculos exigiria muito tempo. Por isso, buscou-se automatizar a condução das simulações matemáticas pela elaboração de um programa computacional capaz de realizá-las. Utilizou-se o software Delphi 5.0, programação orientada a objeto, com utilização de linguagem Pascal (vide figura 3.3, que mostra a interface do programa). Para uso do programa desenvolvido, devem ser introduzidos:

- os dados tabulados de concentrações afluentes e efluentes (em formato “.txt”);

- o TDH: caso seja um valor constante, deve ser digitado manualmente (por exemplo, no caso de ser adotado o valor de projeto ou TDH teórico; caso sejam utilizados dados variáveis (devido ao monitoramento da vazão durante o funcionamento do reator), os valores tabulados devem ser inseridos através de um arquivo em formato “.txt”;

- valores de k e d tabulados (também em formato “.txt”). Para automatizar a geração desses valores, foi elaborada também uma ferramenta no programa computacional para geração dos valores de “ k ” e “ d ”, a partir da entrada dos limites superior e inferior da faixa a ser gerada, e o passo ou intervalo entre cada um dos valores.

A partir disso, as simulações puderam ser realizadas para cada um dos regimes hidráulicos e, posteriormente, foi calculado qual dos erros era o menor e para qual regime e constante cinética isso ocorreu. O Quadro 3.2 e o fluxograma da Figura 3.2 mostram esquematicamente o funcionamento do programa computacional elaborado.

QUADRO 3.2: ESTRUTURA DO PROGRAMA COMPUTACIONAL

DADOS DE ENTRADA	
a) Coeficientes k: valores tabelados (valores mínimo, máximo e Δk definidos pelo usuário)	
b) Concentrações afluentes (C_0) e concentrações efluentes medidas no reator (C): o programa lê os dados dos arquivos selecionados pelo usuário	
c) TDH (em dias): o programa lê o valor digitado (caso seja constante) ou o arquivo selecionado pelo usuário (caso sejam valores tabelados, referentes a cada amostra)	
d) Números de dispersão (d): - valores tabelados (usado no caso do FD)	
SEQUÊNCIA DE CÁLCULOS	
Fluxo Pistão:	
1) O programa adota o primeiro dos valores tabelados de "k"	
Procedimento "A"	1.1) O programa lê o(s) valor(es) de TDH e C_0
	1.2) O programa usa o TDH, o k e os valores de C_0 tabelados e calcula as concentrações efluentes através da eq. 8: $C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$
	1.3) Com os valores de concentrações efluentes calculados no passo anterior, e os dados das concentrações efetivamente monitoradas, é calculado o critério estatístico EE (eq. 37) associado a esse valor de k. $EE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}{n}}$
2) O programa adota o próximo valor de k tabelado	
Repete-se o Procedimento "A"	
(...)	
n) Até o último dos k's tabelados	
➤ Ao final, são comparados todos os valores de EE; registra-se o menor deles e o valor de k que o gerou	
Mistura Completa:	
Mesmo procedimento que no caso do Fluxo Pistão.	
Ressalva: no item 1.2, é usada a eq. 13, referente à mistura completa: $C = \frac{C_0}{1 + k \cdot t}$	
Fluxo Disperso:	
1) O programa pega o primeiro dos valores tabelados de "d"	

CONTINUA

QUADRO 3.2: ESTRUTURA DO PROGRAMA COMPUTACIONAL

CONCLUSÃO

Procedimento "B"	1.1) O programa adota o primeiro dos valores tabelados de "k"
	Realiza-se o Procedimento "A"
	Ressalva: no item 1.2, é usada a eq. 13, referente ao fluxo disperso:
	$C = C_0 \cdot \frac{4.a.e^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$
	(...)
1.n) Até o último dos k's tabelados	
2) O programa adota o próximo dos valores tabelados de "d"	
Repete-se o Procedimento "B"	
(...)	
n) Até o último dos d's Tabelados	
➤ Ao final, são comparados todos os valores de EE; registra-se o menor deles e os valores de "k" e de "d" que o geraram.	
Cálculo Final:	
É feita comparação entre os menores EEs de cada um dos três regimes	
O menor deles indica o regime hidráulico de melhor ajuste, assim como o "k" (e, no caso do fluxo disperso, "d") que o gerou.	

FIGURA 3.2: FLUXOGRAMA DO PROGRAMA COMPUTACIONAL ELABORADO

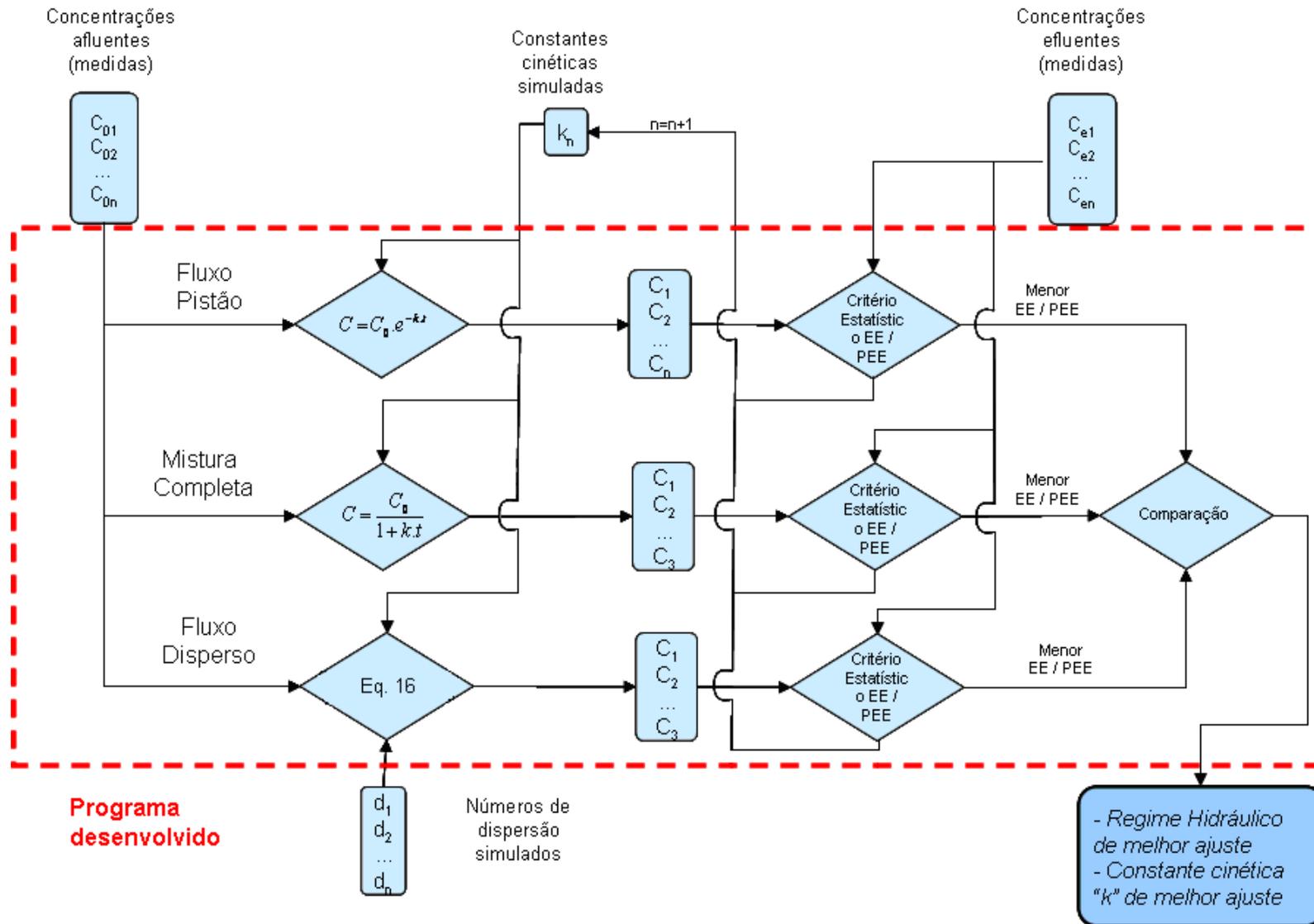


FIGURA 3.3: INTERFACE DO PROGRAMA COMPUTACIONAL

3.5 Faixas de simulação das constantes “k” e “d”

Com relação à faixa de variação do número de dispersão “d”, Pilotto (2004) adotou de 0,05 a 5 baseado no que, segundo a autora, indicava a “experiência com reatores curtos”. Já Patza (2006) utilizou os seguintes valores: 0,05 ; 0,10 ; 0,20 ; 0,30 ; 0,40 ; 0,50 ; 3,00 ; 4,00 e 20,0. Nenhum de seus resultados apontou para a ocorrência de um número de dispersão igual a 20. Além disso, segundo Von Sperling (1996), a maioria dos valores de “d” se situam entre 0,1 e 1, sendo que valores menores que 0,2 já indicam tendência a fluxo pistão e maiores que 3 a mistura completa (ou seja, já podendo indicar a tendência de comportamento hidráulico, sem necessariamente ter que variar o

parâmetro entre 0 e ∞). Dessa forma, neste trabalho foi adotada a faixa de variação do número de dispersão “d” de 0,05 a 4. Com relação ao passo “ Δd ” de simulação, foi adotado o valor de 0,05.

Os trabalhos de Pilotto (2004), Hartmann (2006) e Patza (2006), que adotaram uma metodologia que serviu como ponto de partida para elaboração deste trabalho, não mostraram claramente a faixa considerada de valores da constante “k” para simulação, nem a forma de geração do valor (aleatoriedade, distribuição linear, etc.). Pelos resultados plotados em gráfico do estudo de Pilotto (2004), percebe-se que foram simulados valores desde um mínimo de $0,25 \text{ dia}^{-1}$ em alguns casos, até um máximo de 9 dia^{-1} . Verifica-se, no entanto, que a partir de cerca de $k=5 \text{ dia}^{-1}$, os Erros Padrões da Estimativa resultantes são significativamente maiores que para valores de k mais baixos – ou seja, torna-se desnecessário continuar as simulações além deste valor. No trabalho de Patza (2006), observam-se, entre gráficos e Tabelas, valores de k desde 0,2 a cerca de $2,6 \text{ dia}^{-1}$. Os valores reportados em Crites *et al.* (2006) variam entre $0,045 \text{ dia}^{-1}$, para lagoa facultativa, até $2,5 \text{ dia}^{-1}$, para uma lagoa aerada. Ellis e Rodrigues (1993) constataram valores entre $0,052 \text{ dia}^{-1}$ e $0,483 \text{ dia}^{-1}$ (este último adotado em projeto) para lagoa facultativa. Em Soares e Bernardes (2001^a), o valor de k considerado, novamente para lagoa facultativa, chegou a até $0,6 \text{ dia}^{-1}$. Para uma lagoa profunda, Torres *et al.* (1997) chegaram a valores de k entre 0,32 e $0,46 \text{ dia}^{-1}$. Portanto, a faixa adotada neste trabalho foi de 0,05 a 5 dia^{-1} , abarcando nesta faixa praticamente todos os valores reportados acima. O passo “ Δk ” de simulação adotado inicialmente foi de 0,05.

3.6 Etapa de análise de sensibilidade

Uma etapa posterior do trabalho, após a realização das simulações com os dados dos reatores selecionados, foi executar uma análise de sensibilidade das simulações.

Num primeiro momento, foram re-feitas algumas simulações alterando condições dos parâmetros de entrada. Por exemplo, pode-se citar: reatores dos quais se dispunham de dados diários de TDH (um valor para cada amostra) foram simulados com o TDH médio; realização de novas simulações considerando uma malha mais refinada de Δk ; realização de simulações hipotéticas em determinado reator considerando um valor maior de TDH, entre outros.

Num segundo momento, buscou avaliar as diferenças nas respostas obtidas com pequenas variações nas concentrações efluentes. A ideia era verificar se, quando um dado reator tivesse concentrações sabidamente similares a um dos regimes, a resposta apontaria para ele.

Para isso, utilizaram-se os dados referentes à lagoa aerada (fase B): concentrações afluentes em termos de DQO e TDH=2,4 dia. Assim, foram ignorados os dados monitorados de concentração efluente e, em seu lugar, foram geradas novas concentrações efluentes com o uso da equação da mistura completa, adotando um $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$. Ou seja, a partir das concentrações afluentes tabeladas, foram calculadas as efluentes com o uso da eq. 13, e então variou-se cada uma delas aleatoriamente em uma faixa que variou entre ± 3 a 5% (Figura 3.4).

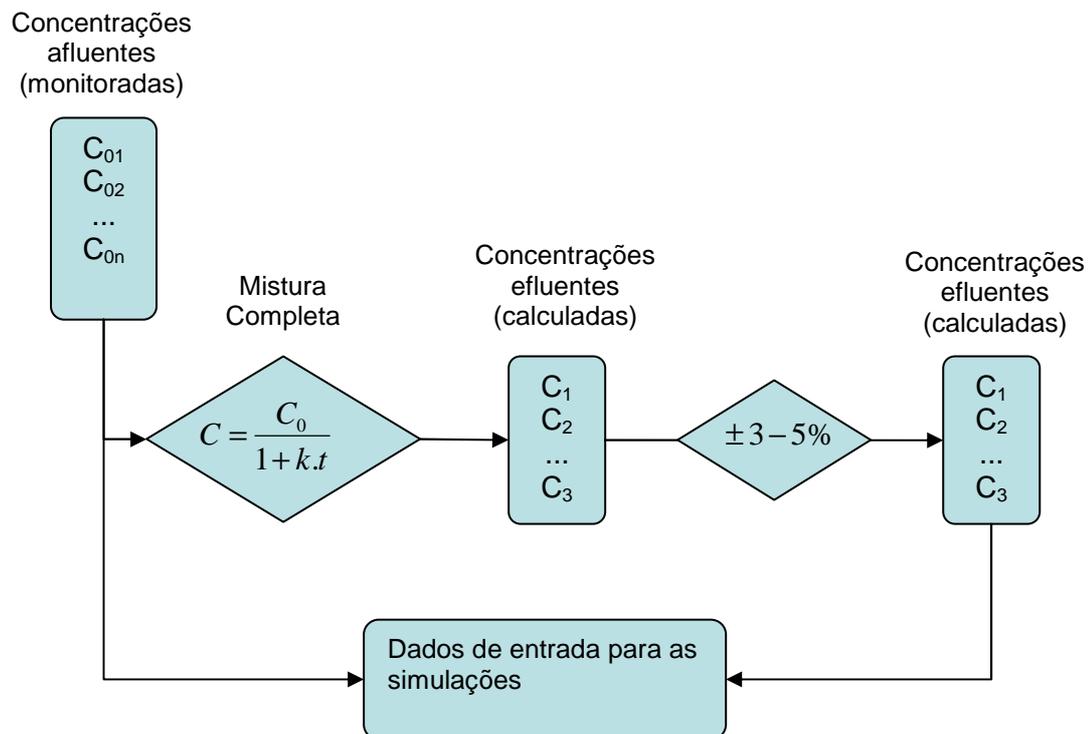
Como já foi exposto, o objetivo era verificar o quanto pequenas variações do efluente em torno do regime ideal (MC) a conforme um dos regimes influenciaria na resposta.

3.7 Etapa de simulações hipotéticas

Os dados utilizados para todas as simulações eram provenientes de sistemas tratando efluentes sanitários e, na maior parte, com concentrações afluentes relativamente baixas.

No estudo de Hartmann (2006), analisando o comportamento de um filtro anaeróbio, não foram verificadas grandes diferenças entre os erros obtidos para os diferentes regimes hidráulicos. Segundo a autora, isso podia ter origem no fato que o reator operou com baixas cargas orgânicas afluentes, visto que tratava os efluentes de um UASB. Concluiu, por fim, que essa situação (pequenas diferenças entre os regimes) poderia permanecer até que o substrato afluente atingisse níveis de saturação.

FIGURA 3.4: FLUXOGRAMA DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE A VARIAÇÕES NA CONCENTRAÇÃO AFLUENTE



Buscou-se, portanto, analisar como seriam os resultados de simulações conduzidas com dados mais altos de concentração de matéria orgânica. Como

não havia dados prontamente disponíveis para estas análises, foram gerados dados sintéticos para a simulação e procedeu-se da seguinte maneira:

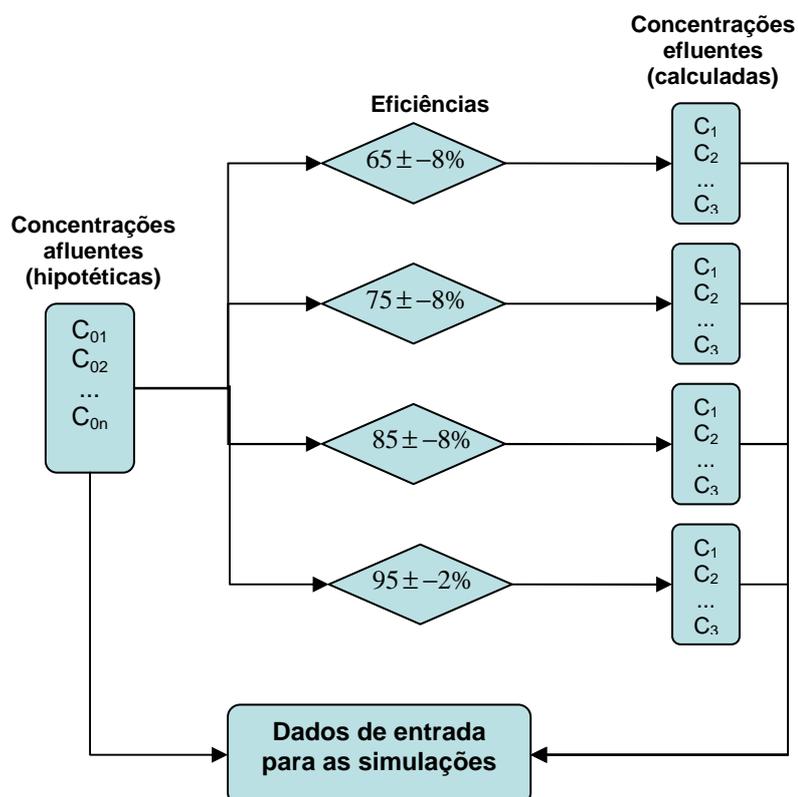
- Primeiramente, foram gerados 20 valores aleatórios de concentração de matéria orgânica afluenta na faixa de 1000 a 1400 mg/l (1200 ± 200 mg/l).

- Em seguida, houve a necessidade de geração de valores de concentração efluentes. O cálculo baseou-se em diferentes valores adotados de eficiência ($65 \pm 8\%$, $75 \pm 8\%$, $85 \pm 8\%$, $95 \pm 2\%$,) que, conjugados aos valores de entrada, resultou nas concentrações efluentes hipotéticas.

- Com relação ao TDH, foram adotados 4 diferentes valores, para comparação dos resultados.

Esses passos encontram-se ilustrados na Figura 3.5.

FIGURA 3.5: FLUXOGRAMA DAS SIMULAÇÕES COM HIPOTÉTICAS COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES



3.8 Descrição dos reatores usados nas simulações

Os dados dos reatores utilizados nas simulações matemáticas encontram-se detalhados a seguir, e estão compilados junto com os resultados de suas simulações no Apêndice 1.

3.8.1 Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS 1)

Barbosa (2006) realizou um estudo com objetivo de avaliar um sistema em escala de bancada composto por Tanque Séptico e Biofiltro Aerado Submerso (FBAS) para remoção de matéria orgânica de esgoto sintético – simulando esgoto sanitário. O tanque séptico, de tipo câmara única e cujo volume era de 27 l, foi avaliado através de simulações matemáticas no estudo de Patza (2006), já comentado anteriormente. O TDH nessa unidade foi variado entre 12 e 24 horas.

As características do FBAS são as seguintes:

- Operação com TDH de 2 e de 4 horas;
- Volume: 6,3 litros;
- Diâmetro: 8 cm;
- Altura total: 1,475 m;
- Material do recheio: argila expandida;
- Aeração: difusor de ar na base;
- Fluxo: ascendente.

O sistema não contava com um decantador secundário, e operou em dois estágios:

- 1º estágio: tanque séptico com TDH variando de 12 a 24 horas e FBAS com TDH= 4 horas, TAH= $5,01 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ e COV média de $1,05 \text{ kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$.

- 2º estágio: No segundo estágio a unidade tanque séptico foi operada com TDH= 15 h e FBAS com TDH=2 h, TAH= 10,02 m³/m².dia e COV média de 1,97 kgDQO/m³.dia

As eficiências médias do FBAS no primeiro estágio, em termos de DQO e DBO foram de 80% e 78% respectivamente. No segundo estágio, as eficiências para os mesmos parâmetros foram 76% e 78%. Foram verificados baixos conteúdos de matéria orgânica nos efluentes do sistema (em média 44,85 mg/l para DQO e 19,2 mg/l para DBO) e ocorrência de boa eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no FBAS. O aumento da TAH no FBAS ocasionou uma piora na qualidade do efluente do reator.

As simulações prospectivas foram realizadas com os dados referentes ao primeiro estágio de operação do FBAS.

3.8.2 Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS 2)

O FBAS estudado por Chagas (2006), em escala piloto, operou como pós-tratamento de um efluente de UASB e era seguido por decantador secundário. O sistema foi instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH) da USP e tratava esgoto sanitário. Seguem abaixo alguns dados relevantes a respeito do Filtro:

- Formato: prismático;
- Largura da seção transversal: 32 cm;
- Comprimento da seção transversal: 98 cm;
- Altura total: 2 m;
- Altura útil: 1,93 m;
- Altura total do leito fixo: 1,6 m;
- Volume útil: 605 l;
- Volume com enchimento: 502 l;
- Fluxo: ascendente.

A operação experimental foi realizada em três fases, de acordo com as vazões de alimentação e recirculação de lodo (o objetivo do estudo era analisar a influência dessa última vazão sobre a nitrificação no FBAS). A relação entre vazão de recirculação e de alimentação aumentou quando se passou do regime 1 para o 2, e deste para o 3. Um resumo das características dos três regimes encontra-se no Quadro 3.3.

As eficiências médias de remoção de DBO total no FBAS obtidas para os regimes 1, 2, e 3 foram, respectivamente: 68%, 73% e 76%. Para a DQO total, as eficiências foram 65%, 66% e 68%.

QUADRO 3.3: DADOS DE OPERAÇÃO DO FBAS 2

	Regimes		
	1	2	3
Vazão alimentação (Q) (l/h)	500	500	200
Vazão recirculação (Qr) (l/h)	100	200	160
Relação Qr/Q	0,2	0,4	0,8
TAS (gDBO/m ² .dia)	16,3	16,3	6,5
COV (kgDBO/m ³ .dia)	2,4	2,4	1,0
TDH (minutos)	72,6	72,6	181,7
Duração do experimento (dias)	75	80	54

3.8.3 Filtro Biológico Percolador

Santos (2005) estudou o comportamento de um FBP instalado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ (CETE-UFRJ), tratando o esgoto proveniente do campus universitário. Deste modo, pode-se classificar o afluente ao Centro como “esgoto fraco”, com características físico-químicas similares a efluentes primários – DQO e DBO médios, no afluente, de 167 mg/l e 82 mg/l. Por isso, o filtro não foi precedido de decantação primária, e o esgoto

era bombeado diretamente do tratamento preliminar para o reator em estudo.

Seguem abaixo características do FBP:

- Material: fibra de vidro;
- Área superficial: 1 m² (1m x 1m);
- Altura total: 3,5 m;
- Altura do meio suporte: 3,0 m;
- Volume total: 3,5 m³.

A estratégia adotada para aumentar a aeração neste reator foi a construção de aberturas laterais na parte inferior das paredes. O efluente do FBAS, por sua vez, seguia para decantadores secundários.

O experimento foi realizado em duas etapas principais, A e B, correspondentes à operação do filtro com meio suporte composto por anéis randômicos e tipo modular *cross flow*, respectivamente. Cada uma delas foi subdividida em três sub-fases, I, II e III, dependendo da TAH e COV, que podem ser observados no Quadro 3.4.

QUADRO 3.4: DADOS DE OPERAÇÃO DO FBP

Fase	Meio Suporte	Sub-Fase	Duração (dias)	TAH (m ³ /m ² .dia)	COV (kgDBO/m ³ .dia)	TDH (h)
A	Randômico	I	16	40	0,9	3,35
		II	28	65	1,5	2,4
		III	35	80	2,1	1,68
B	<i>Cross Flow</i>	I	98	40	0,9	3,35
		II	47	65	1,5	2,4
		III	8	80	2,1	1,68

Fonte: Adaptado de Santos (2005)

Devido ao baixo número de dados disponíveis (poucas análises foram realizadas), a sub-fase B-III não foi utilizada para as simulações matemáticas. As eficiências médias verificadas para o FBP estão expostas no Quadro 3.5.

QUADRO 3.5: DADOS DE EFICIÊNCIA DO FBP

Fase/sub-fase	Eficiência	
	DQO	DBO
A-I	49,56%	62,36%
A-II	41,46%	50,82%
A-III	43,65%	38,80%
B-I	42,08%	52,17%
B-II	38,73%	45,52%

Com base no critério proposto por Eckenfelder, detalhado no item 2.4.3, Santos (2005) buscou calcular a constante cinética k . A metodologia utilizada foi calcular k para cada par de concentrações afluente e efluente no FBP, e posteriormente calcular a média dos resultados obtidos para cada sub-fase. Foram utilizados três valores da constante “ n ” – 0,2; 0,5 e 1,1 – gerando-se os valores de “ k ” para o FBAS em estudo segundo este critério (Quadro 3.6).

QUADRO 3.6: CONSTANTES CINÉTICAS CALCULADAS PARA O FBP

Fase/sub-fase	Constante " k " (dia^{-1})		
	$n=0,2$	$n=0,5$	$n=1,1$
A-I	0,72	2,16	19,79
A-II	0,56	1,95	23,81
A-III	0,42	1,52	21,13
B-I	0,56	1,7	15,56
B-II	0,5	1,75	21,48
B-III	0,46	1,7	23,55

3.8.4 Lagoa Aerada

A lagoa aerada experimental operada por Matos (2005) também estava situada no CETE-UFRJ, mencionado no item 3.5.3 sobre o FBP. Assim, o esgoto afluente é fraco, sendo neste caso misturado após o tratamento preliminar com lodo estabilizado anaerobicamente e desidratado a 30% (teor de sólidos), com o objetivo de aproximar-se de uma composição típica de esgoto sanitário.

Seguem as principais características da lagoa:

- Formato da seção vertical: trapezoidal;
- Declividade dos taludes internos: 1:3;
- Dimensões na borda superior: 10,10 m de extensão por 3,80 m de largura;
- Profundidade total: 2,40 m;
- Profundidade útil: 2,20 m;
- Volume: 62 m³;
- Aeração: aerador tipo jato, densidade de potência de 42 W/m³.

Cabe destacar que a esta unidade, segue uma lagoa de sedimentação. A operação do reator foi realizada em três fases, com diferentes valores de TDH e vazão, conforme Quadro 3.7.

QUADRO 3.7: CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA LAGOA AERADA

Fase	Vazão (m ³ /dia)	TDH (dia)
A	13	4,8
B	26	2,4
C	43	1,4

Fonte: Adaptado de Matos (2005)

As eficiências médias durante a realização do estudo foram altas: para a fase A, 88,36% (DBO) e 85,96% (DQO); para a fase B, 90% (DBO) e 85,5% (DQO); e para a fase C, 76% (DBO) e 77,67% (DQO).

3.8.5 Wetlands

No estudo de Valentim (2003), foi analisado o funcionamento de seis leitos cultivados de fluxo sub-superficial – *wetlands* – em escala piloto tratando os efluentes do campus da UNICAMP, composto por esgotos sanitários, águas residuárias de laboratórios e de lavagem de oficina mecânica. Esse efluente,

antes de ser distribuído nos leitos para tratamento secundário, é tratado em um tanque séptico modificado. Os seis leitos avaliados eram diferentes entre si, dependendo do formato (quadrado ou retangular) e da espécie plantada (*Eleocharis sp.*, *Typha sp.* e *Scirpus sp.*), apesar de ser usado sempre o mesmo material suporte – Brita número 2. Detalhes sobre os reatores encontram-se no Quadro 3.8.

O comportamento desses seis reatores foi avaliado por cerca de 1 ano e meio, tendo sido alteradas as vazões afluentes a cada um dos leitos cultivados, de forma que o TDH variou entre 1 e 6 dias. Para a simulação do presente estudo, foram considerados os dados para os TDHs de 1 e 5 dias, de forma a verificar possíveis diferenças nos resultados.

Conforme pode ser observado no Quadro 3.9, as eficiências dos wetlands operando com TDH=5 dias foram maiores que com TDH=1 dia, em todos os casos analisados.

QUADRO 3.9: CONDIÇÕES OPERACIONAIS DOS WETLANDS

TDH	Espécie vegetal	Formato	Nomenclatura utilizada	Eficiência média
1 dia	<i>Eleocharis sp.</i>	Quadrado	Sistema 1	56,7%
		Retangular	Sistema 2	50,6%
	<i>Scirpus sp.</i>	Quadrado	Sistema 3	48,3%
		Retangular	Sistema 4	48,8%
	<i>Typha sp.</i>	Quadrado	Sistema 5	44,8%
		Retangular	Sistema 6	40,0%
,5 dias	<i>Eleocharis sp.</i>	Quadrado	Sistema 7	63,9%
		Retangular	Sistema 8	58,2%
	<i>Scirpus sp.</i>	Quadrado	Sistema 9	52,0%
		Retangular	Sistema 10	54,5%
	<i>Typha sp.</i>	Quadrado	Sistema 11	59,3%
		Retangular	Sistema 12	58,1%

QUADRO 3.8: PARÂMETROS DE PROJETO DOS WETLANDS

	Retangular	Quadrado
Área Superficial (m²)	4 (4m x 1m)	4 (2m x 2m)
Volume útil (m³) calculado	1,2	1,2
Declividade do leito (%)	1	1
Profundidade do leito (m)	0,7	0,7
Altura da coluna d'água (m)	variável até 0,6m	variável até 0,6m
Relação L/W	4:1	1:1

Fonte: Adaptado de Valentim (2003)

3.8.6 Filtro Anaeróbio

O Filtro Anaeróbio objeto de estudo de Busato (2004) é parte de uma ETE no município de Imbituva, Paraná, como pós-tratamento para os efluentes de um UASB. O filtro foi projetado conforme preconizado pela NBR 7229, e tem as seguintes características:

- Volume total: 681 m³;
- Volume útil total: 453,95 m³;
- Eficiência esperada: 50%;
- TDH (projeto): 7,88 h para o meio filtrante e 12,61 h para volume total;
- Diâmetro: 17 m;
- Profundidade: 3 m;
- Altura do meio suporte: 2 m;
- Meio suporte: brita número 4.

O fluxo no filtro é ascendente, de forma que o esgoto entra pelo fundo do mesmo, através de furos em uma laje, sob a qual há uma câmara de sedimentação de 40 cm de altura.

O desempenho desse reator foi monitorado durante 31 semanas, e foi observada uma eficiência média em termos de DBO de 26%, com concentração média no efluente de 47 mg/l. Para a DQO total, a eficiência média do filtro foi de 29%, sendo a concentração média no efluente de 167 mg/l.

3.8.7 UASB

Os dados relativos a UASB utilizados para as simulações matemáticas são provenientes do mesmo trabalho de Busato (2004) de onde foram obtidos os valores para Filtro Anaeróbio. O UASB estudado também fazia parte da ETE de Imbituva, Paraná, durante o mesmo período monitorado para o filtro. Seguem abaixo características relevantes deste reator:

- Volume útil: 300 m³;
- TDH médio: 8,12 h (para vazão média de projeto);
- Velocidade ascensional no topo do reator: 0,35 m/h;
- Velocidade ascensional no nível de fundo: 1,88 m/h;
- Eficiência media esperada: 80%;
- Formato: tronco-cônico;
- Diâmetro superior: 11,6 m;
- Diâmetro inferior: 5 m;
- Profundidade: 5,45 m.

O afluente ao UASB passava apenas por tratamento preliminar na ETE – gradeamento e desarenador. A distribuição do esgoto no fundo do reator era feita por 12 tubos distribuidores, e a coleta do efluente era feita através de um vertedor periférico em todo o perímetro superior do UASB.

As eficiências médias da unidade em termos de DBO total e DQO total, respectivamente, foram de 69% e 60%. Com isso, os valores médios do efluente do UASB (e afluentes ao Filtro Anaeróbio), foram de 64 mg/l (DBO) e 237 mg/l (DQO).

3.8.8 Lagoa Anaeróbia

A lagoa anaeróbia do estudo de Fabreti (2006) era parte do sistema australiano que compõe a ETE Lins (SP). Nela, a corrente de esgoto afluente, após passar pelo tratamento preliminar, é dividida em três, já que são três os conjuntos em paralelo de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. As principais características de projeto utilizadas nas lagoas anaeróbias são:

- Comprimento: 106,25m;
- Largura: 64,25 m;
- Área superficial da lagoa: 6.826,6 m²;
- Profundidade útil: 4,1 m;
- Volume útil por lagoa: 23,227 m³;
- Vazão média de esgoto: 12.000 m³/dia;
- TDH médio: 5,8 dias;
- Eficiência esperada: 50%;
- TAS: 1.470,7 kgDBO/ha.dia;
- Carga Orgânica: 1.506 kgDBO/dia.

A eficiência média da lagoa em termos de remoção de DBO foi de 63,8% e em termos de DQO de 64,9%. Os efluentes tinham em média, para DBO e DQO, concentrações de 65,72 mg/l e 193,94 mg/l, respectivamente.

3.8.9 Lagoa Facultativa 1

A lagoa facultativa subsequente à anaeróbia, do sistema australiano da ETE Lins estudada por Fabreti (2006), também teve seus dados utilizados para as simulações matemáticas. As principais características usadas no projeto das lagoas facultativas foram:

- Comprimento: 404,75 m;

- Largura: 77,75 m;
- Área superficial da lagoa: 31.469,3 m²;
- Profundidade útil: 1,9 m;
- Volume útil por lagoa: 55.528,87 m³;
- Vazão média de esgoto: 12.000 m³/dia;
- TDH médio: 13,9 dias;
- TAS: 159,5 kgDBO/ha.dia;
- Carga Orgânica: 1.506 kgDBO/dia.

Considerando dados de DBO afluente total e DBO efluente filtrada, a lagoa facultativa teve capacidade média de remoção de 33,62%, sendo a concentração média no seu efluente de 35,71 mg/l (DBO filtrada). Já em termos de DQO (total na entrada, filtrada na saída), a eficiência média foi de 26,23% e a lagoa produziu efluentes com concentração média de 114,63 mg/l de DQO filtrada.

3.8.10 Lagoa Facultativa 2

Foram considerados para as simulações matemáticas os dados provenientes de outra lagoa facultativa, aquela analisada por Ellis e Rodrigues (1993) em um sistema de lagoas nas Ilhas Cayman. O esgoto é proveniente da principal cidade do país, Georgetown, havendo também descarregamentos de caminhões limpa-fossa nas lagoas. O sistema é composto por duas lagoas facultativas em paralelo (denominadas de lagoas 1 e 2), e o efluente segue de lá para lagoas de maturação. Seguem as suas características:

- Área de cada lagoa: 8.800 m².
- TDH médio: aprox. 10 dias (calculado).

O projeto dessas lagoas considerou ocorrência de cinética de primeira ordem para remoção de DBO e segundo o regime de mistura completa. Considerou-se $k=0,482 \text{ dia}^{-1}$ a 30°C, com $\theta=1,05$, e a temperatura média mínima

de 24°C. É importante ressaltar que em cada lagoa facultativa havia um aerador de 5 HP para uso no caso de ficar sobrecarregada. Porém, o equipamento foi usado somente durante o período da pesquisa, e durante 10 minutos por mês. No estudo não foram fornecidos maiores dados a respeito do volume ou formato das lagoas.

Durante o período de 12 meses de monitoramento do sistema, a vazão afluyente média foi de 2604 m³/dia, resultando em um TDH de 12,6 dias em cada lagoa facultativas – desconsiderando efeitos de evaporação e precipitação. As médias mensais de temperatura da água das variaram entre 26,6°C a 31,1°C.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das simulações serão expostos nas sessões que seguem (uma sessão para cada reator analisado). As compilações de todos esses resultados, bem como das condições operacionais (em termos de carga orgânica, eficiência, etc.) estão expostos nos Apêndices 1, 2 e 3. Para a análise dos resultados, foram consideradas duas abordagens:

- Análise do regime hidráulico e constante cinética obtidos indicados pelo menor valor de erro absoluto;

- Análise do regime hidráulico que gera os menores erros para cada faixa de valores de k – ou seja, para cada constante, qual foi o regime que gerou os resultados de melhor aderência àqueles que haviam sido monitorados.

Adianta-se aqui um fator que será discutido mais à frente, no item 4.6.3. Os valores de k tinham entre si um intervalo de $\Delta k=0,05 \text{ dia}^{-1}$. Posteriormente, buscou-se avaliar se um maior refinamento dos valores ocasionaria diferenças nas respostas. Porém, neste primeiro momento de discussão dos resultados, esse fator não foi levado em consideração.

As simulações de cada um dos reatores considerados têm como origem séries de dados monitorados por outros autores em diversos estudos, cada um deles em condições ambientais próprias. Neste trabalho, não serão corrigidos os valores de k para uma temperatura padrão (k_{20}), portanto, todas as comparações que se estabelecerem entre as constantes cinéticas de diferentes reatores não estão levando em consideração o efeito temperatura. Sempre que forem utilizadas as constantes cinéticas obtidas por essas simulações matemáticas, deverão ser destacadas as temperaturas para as quais são válidas.

4.1 Resultados das Simulações

4.1.1 FBAS 1

Seguem na Tabela 4.1 e nos gráficos 4.1 e 4.2 os resultados obtidos para as simulações matemáticas realizadas com o FBAS de Barbosa (2006).

TABELA 4.1: RESULTADOS PARA O FBAS 1

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
DBO_T/DBO_T	27,736 para Fluxo Pistão	$5,0 \text{ dia}^{-1}$
DQO_T/DQO_T	59,796 para Fluxo Pistão	$5,0 \text{ dia}^{-1}$

GRÁFICO 4.1: RESULTADOS PARA FBAS 1 USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .

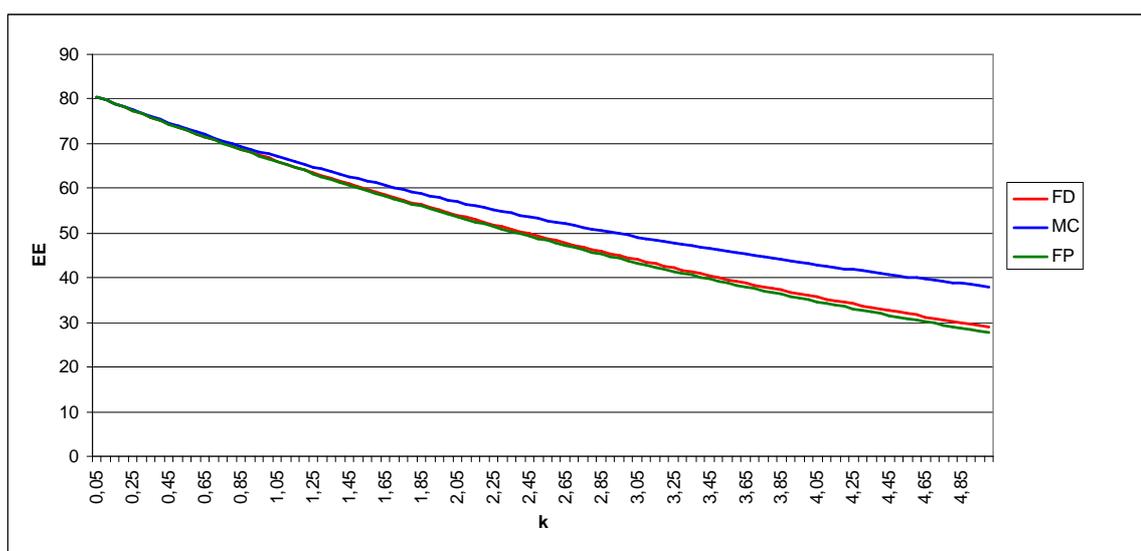
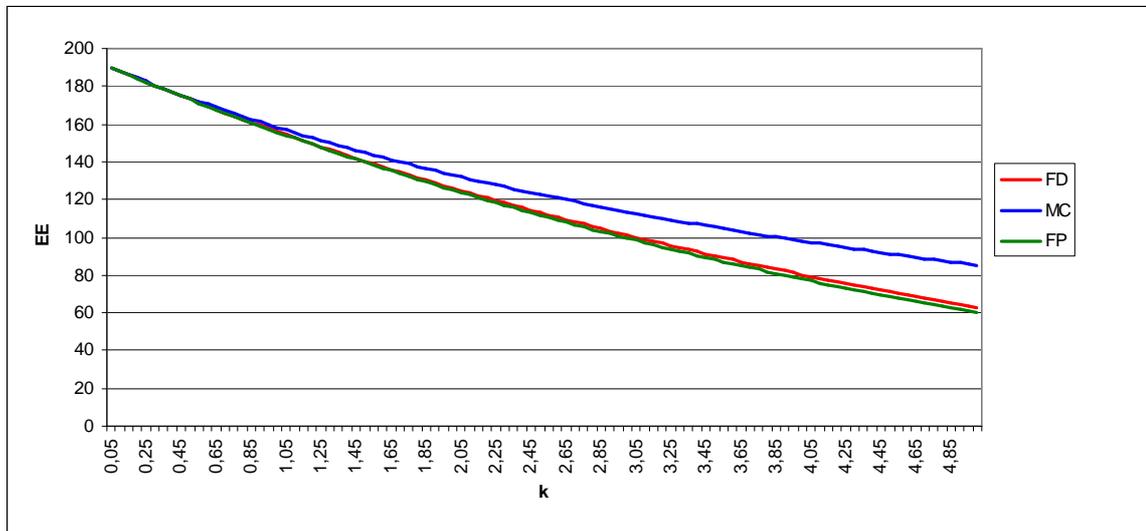


GRÁFICO 4.2: RESULTADOS PARA FBAS 1 USANDO DADOS DE DQO_T/DQO_T .

Os gráficos 4.1 e 4.2 apresentaram comportamento similar entre si, independente se simulado com dados de DBO ou DQO. Esperava-se que os gráficos fossem similares às obtidas por Pilotto (2004) e Patza (2006), com curvas decrescendo até chegar a um valor mínimo e aumentando posteriormente. No entanto, foram obtidas curvas que parecem não atingir um valor mínimo efetivamente na faixa de k simulada.

Acredita-se que isso tenha ocorrido devido ao baixo TDH no reator (4 h), pois o FBAS em questão era uma unidade em escala piloto. Dado que as equações dos três modelos hidráulicos relacionam o quociente C/C_0 ao produto “k.t”, e as eficiências de remoção de DBO e DQO são relativamente satisfatórias, o “k” teria que ser muito alto para poder atingir altos níveis de remoção da concentração. De qualquer modo, observa-se que na faixa inteira entre 0,05 e 5, o modelo que gera os menores erros é o de fluxo pistão, seguido pelo fluxo disperso com $d=0,05$. Pode-se ver também que a curva do Fluxo Disperso (com $d=0,05$) ficou praticamente sobreposta à do FP.

4.1.2 FBAS 2

A Tabela 4.2 e os gráficos 4.3, 4.4 e 4.5 abaixo compilam os resultados obtidos para as simulações realizadas para o FBAS 2, do estudo de Chagas (2006). Como as formas das curvas de DBO e DQO foram similares, serão expostas aqui apenas as referentes ao primeiro parâmetro, de forma ilustrativa.

TABELA 4.2: RESULTADOS PARA O FBAS 2

Vazão	Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
500 l/h (+ Qr = 100 l/h)	DBO _T /DBO _T	45,85 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _F	125,38 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
500 l/h (+ Qr = 200 l/h)	DBO _T /DBO _T	42,49 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _F	150,87 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
200 l/h (+ Qr = 160 l/h)	DBO _T /DBO _T	31,76 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _F	79,98 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹

Ainda que este FBAS apresente uma carga orgânica bastante superior ao anterior, os resultados não diferiram de uma forma geral: as curvas não atingiram um valor mínimo dentro da faixa de k simulada.

Observa-se que o comportamento dos gráficos 4.3 e 4.4 (relativos aos regimes 1 e 2 de operação) é bastante semelhante, com as curvas de todos os modelos apresentando uma declividade muito baixa e muito próximas entre si durante toda a faixa de k. Isto poderia indicar que, para esta faixa de valores de k e para as condições do FBAS operado, o uso de qualquer um dos três modelos hidráulicos incorreria em erros semelhantes. Na realidade, até o valor de k de cerca de 2,5 dia⁻¹ não é possível distinguir claramente a curva de cada regime; somente após esse valor, aproximadamente, torna-se mais nítida a diferença entre as curvas.

GRÁFICO 4.3: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM $Q=500$ l/h (+ $Q_R = 100$ l/h) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .

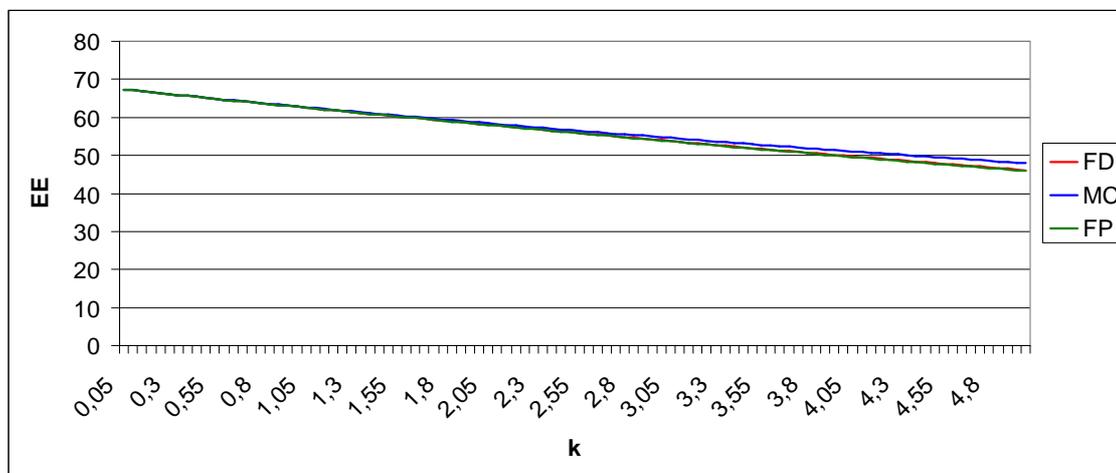


GRÁFICO 4.4: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM $Q=500$ l/h (+ $Q_R = 200$ l/h) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .

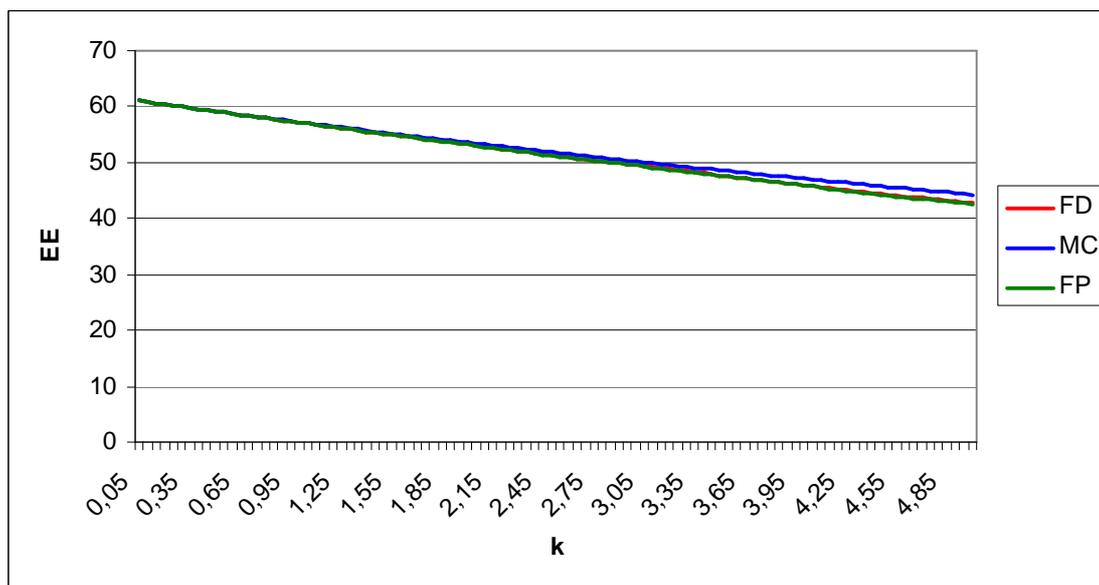
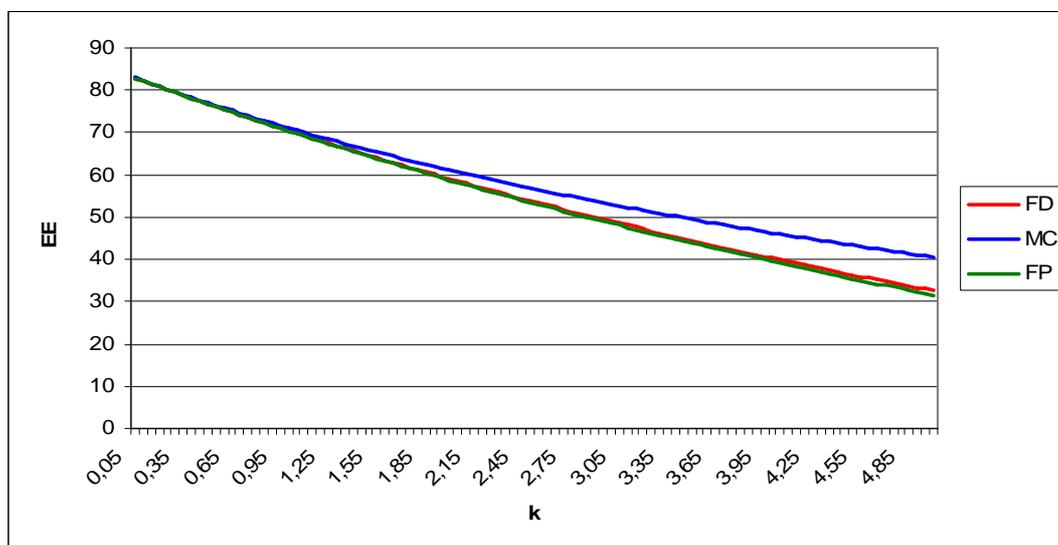


GRÁFICO 4.5: RESULTADOS PARA FBAS 2 COM $Q=200$ l/h (+ $Q_R = 160$ l/h) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .



Ainda que este FBAS apresente uma carga orgânica bastante superior ao anterior, os resultados não diferiram de uma forma geral: as curvas não atingiram um valor mínimo dentro da faixa de k simulada.

Observa-se que o comportamento dos gráficos 4.3 e 4.4 (relativos aos regimes 1 e 2 de operação) é bastante semelhante, com as curvas de todos os modelos apresentando uma declividade muito baixa e muito próximas entre si durante toda a faixa de k . Isto poderia indicar que, para esta faixa de valores de k e para as condições do FBAS operado, o uso de qualquer um dos três modelos hidráulicos incorreria em erros semelhantes. Na realidade, até o valor de k de cerca de $2,5 \text{ dia}^{-1}$ não é possível distinguir claramente a curva de cada regime; somente após esse valor, aproximadamente, torna-se mais nítida a diferença entre as curvas.

Para as curvas obtidas para o regime 3 de operação, o comportamento é um pouco diferente, com declividades mais acentuadas e sendo possível distinguir as curvas dos diferentes modelos na maior parte do gráfico. A diminuição da vazão e da carga orgânica aplicada e o aumento da razão Q_r/Q ,

que foram impostas para o regime 3, em última instância, parecem ter tido influência sobre esse comportamento.

4.1.3 Filtro Biológico Percolador

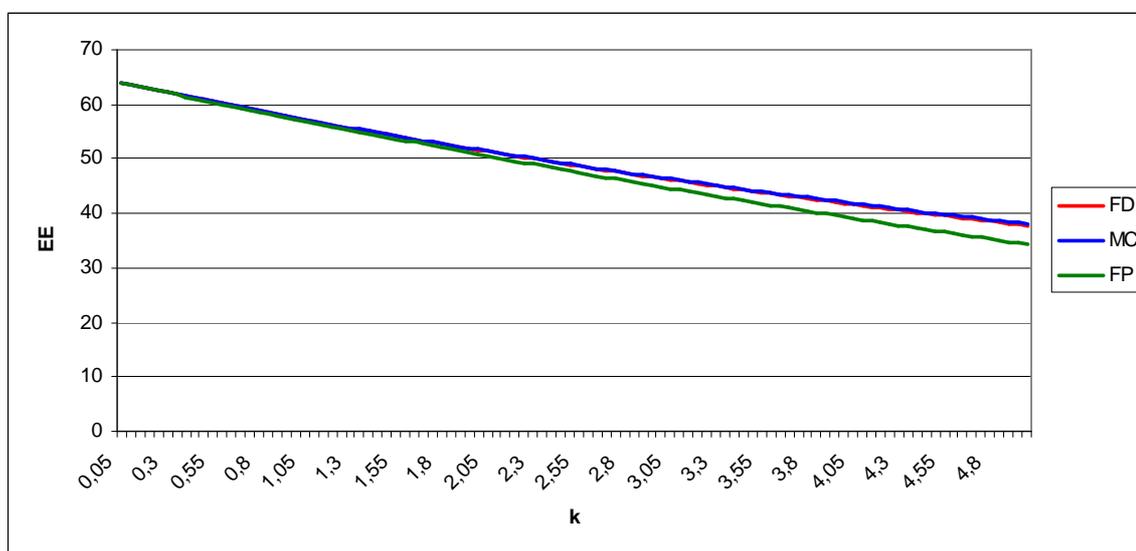
As simulações para o FBP foram realizadas de acordo com os dados obtidos: 5 fases de operação (combinação entre diferentes meios-suporte e TAS), e para dados de DBO e DQO. Na Tabela 4.3, seguem os resultados compilados. Visto que todas as curvas foram similares, ilustra-se o tipo de resultado obtido com o gráfico 4.6

TABELA 4.3: RESULTADOS PARA O FBP

	Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
Regime A1	DBO _T /DBO _T	34,322 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _T	43,118 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
Regime A2	DBO _T /DBO _T	36,683 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _T	48,558 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
Regime A3	DBO _T /DBO _T	22,548 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _T	75,801 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
Regime B1	DBO _T /DBO _T	21,765 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQO _T /DQO _T	42,262 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
Regime B2	DBOT/DBOT	17,97 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹
	DQOT/DQOT	29,732 para Fluxo Pistão	5,0 dia ⁻¹

Assim como as simulações dos FBAS, os resultados para o caso do FBP mostram um comportamento similar entre todas as condições operacionais e parâmetros considerados. Ou seja, o formato das curvas resultantes parece não convergir para um valor mínimo absoluto, e se mantém em uma decrescente durante toda a faixa de k simulada. Conforme já levantado nos outros casos com comportamento semelhante, os baixos TDHs sob os quais operou o FBP (entre 1,68 e 3,35 h) um reator em escala piloto, podem ter sido um fator determinante.

GRÁFICO 4.6: RESULTADOS PARA FBP (REGIME A1) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .



No gráfico, pode-se perceber que para toda a faixa considerada de k o modelo que resulta em menores erros é o Fluxo Pistão. De fato, o FBP tem dimensões de 1m x 1m x 3,5m (L x W x H), e a existência de um meio filtrante parece propiciar a ocorrência de FP – os sólidos ficariam retidos nas camadas iniciais do leito e haveria um decaimento exponencial, como ocorre em um escoamento desse tipo.

Ao contrário das simulações para o FBAS de Chagas (2006), não houve grandes variações da declividade das curvas para diferentes TDHs. Analisando os gráficos de cada um dos regimes de operação, puderam-se notar diferenças.

Para os regimes A1 e B1 (os que apresentam o maior valor de TDH – 3,35 h), percebe-se que até um valor de aproximadamente $k= 2 \text{ dia}^{-1}$, as curvas aparecem muito próximas entre si, praticamente impossibilitando distinguir qual delas apresentaria os menores valores. Já nas curvas dos regimes A2, A3 e B2 (TDHs iguais a 2,4h, 1,68h e 2,4 h respectivamente), mesmo após $k= 2 \text{ dia}^{-1}$, é difícil a distinção entre as curvas, com valores de EE muito próximos entre si. Para essas condições operacionais do FBP, pode-se inferir que para esta faixa de k os três regimes hidráulicos modelados geram erros similares quando comparados com os dados reais.

O trabalho de Santos (2005), além de fornecer os dados para as simulações matemáticas, expôs os resultados de cálculos das constantes k através do critério de Eckenfelder (Quadro 3.5). Para $n=0,2$ e $n=0,5$, todas as constantes obtidas situaram-se entre 0,42 e 2,16 dia^{-1} . Pelas simulações matemáticas, no entanto, observou-se que até $k=5 \text{ dia}^{-1}$, não foi obtido um valor de erro mínimo. Já no cálculo do critério considerando $n=1,1$, os valores de k estiveram entre 15,56 e 23,81 dia^{-1} , ou seja, bem maiores que a faixa de valores da simulação matemática. Isso pode confirmar o fato que não foi possível atingir um erro mínimo nas simulações.

Os resultados de todos os reatores FBAS e FBP, sob qualquer condição operacional, mostraram o regime FP como o que gera os mais baixos erros para a totalidade da faixa de k simulada. Pode-se questionar, no entanto, se esse resultado é devido realmente ao comportamento hidráulico dos filtros onde ocorreria o pistonamento, ou se ele é decorrente das altas eficiências combinadas a baixos TDH (todos esses eram reatores em escala piloto), visto que as simulações matemáticas analisam a hidráulica de forma indireta.

4.1.4 Lagoa Aerada

Como já apresentado na descrição do sistema, foram modelados os resultados para três fases operacionais (diferentes TDHs), cujos resultados encontram-se na Tabela e gráficos correspondentes.

➤ TDH = 4,8 dia

Com um TDH=4,8 dias, os valores de k obtidos foram de $0,3 \text{ dia}^{-1}$ para DBO e $0,45 \text{ dia}^{-1}$ para DQO, como pode ser visto na Tabela 4.4. Em ambos os casos, o modelo de Fluxo Disperso foi o que gerou o menor erro, com números de dispersão iguais a 0,25 e 1,4 para DBO e DQO, respectivamente. Estes baixos valores de “ d ” denotam uma tendência maior a fluxo pistão.

TABELA 4.4: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA)

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“ k ” que gerou o menor EE
DBO_T/DBO_T	16,792 para Fluxo Disperso ($d=0,25$)	$0,30 \text{ dia}^{-1}$
DQO_T/DQO_T	64,592 para Fluxo Disperso ($d=1,4$)	$0,45 \text{ dia}^{-1}$

Pelo gráfico da DBO (gráfico 4.7), pode-se ver que na faixa de k que vai de $0,05$ até $0,25 \text{ dia}^{-1}$, o modelo de fluxo pistão é o que apresenta menor erro. Já entre $0,3$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$, é o fluxo disperso ($d=0,25$), e a partir de $0,4 \text{ dia}^{-1}$ até o limite de $5,0 \text{ dia}^{-1}$ é o de mistura completa. Para a DQO (gráfico 4.8), o FP é o modelo de melhor ajuste até o valor de $0,3 \text{ dia}^{-1}$; acima de $0,5 \text{ dia}^{-1}$, é o modelo MC e, na faixa intermediária, o FD.

GRÁFICO 4.7: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .

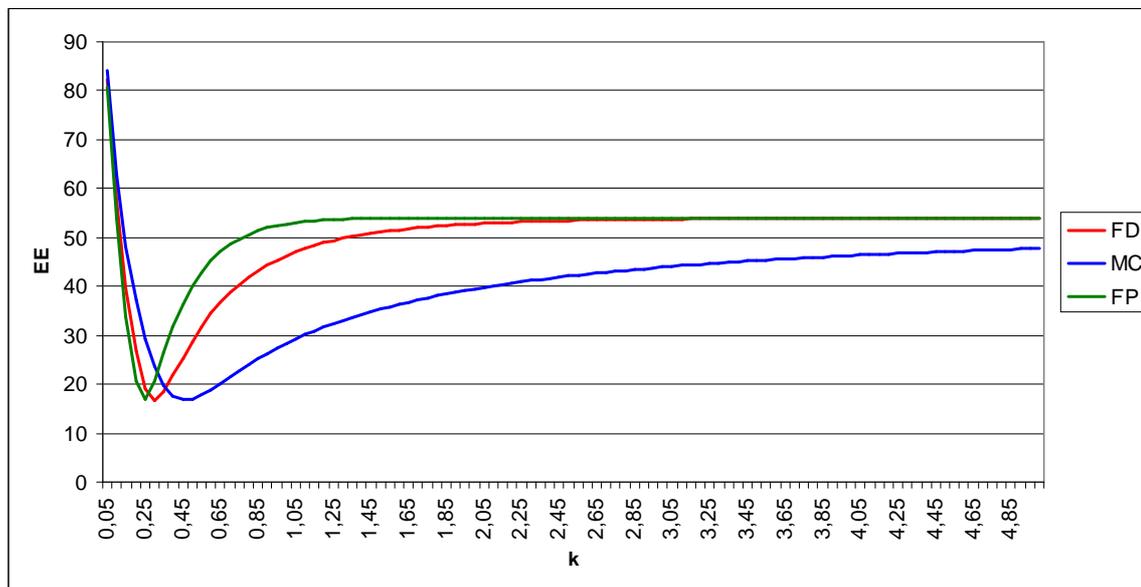
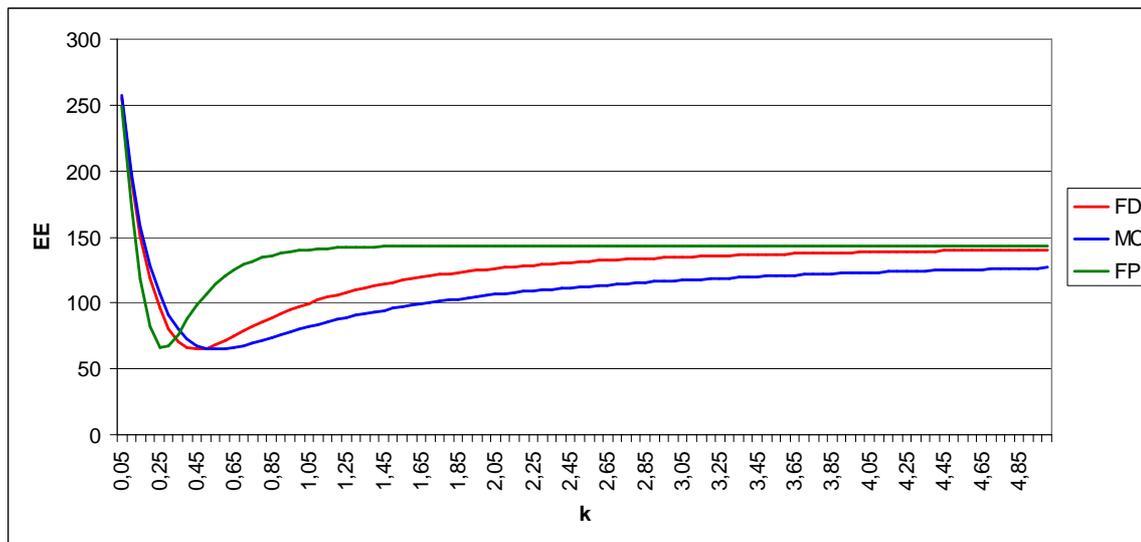


GRÁFICO 4.8: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=4,8 DIA) USANDO DADOS DE DQO_T/DQO_T .



➤ TDH=2,4 dia

Conforme exposto pela Tabela 4.5 e ilustrado pelos gráficos 4.9 e 4.10, o regime de menor erro foi novamente o FD (com $d=0,95$ para DBO e $d=1,5$ para

DQO – valores próximos entre si e tendendo mais a FP do que MC). As constantes “k” apontadas foram respectivamente 0,4 e 0,5 dia⁻¹. Os resultados apontaram que, no caso da DBO, até o valor de 0,3 dia⁻¹, o melhor ajuste ocorre para FP e, acima de 0,45 dia⁻¹, para MC. Entre esses valores, o menor erro ocorre para FD. Para as simulações desenvolvidas com os dados de DQO, o modelo de FP é válido até o limite de k=0,4 dia⁻¹. De 0,45 a 0,5 dia⁻¹, o menor erro é verificado para FD e, acima disso, para MC.

TABELA 4.5: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA)

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
DBO _T /DBO _T	25,48 para Fluxo Disperso (d=0,95)	0,40 dia ⁻¹
DQO _T /DQO _T	74,634 para Fluxo Disperso (d=1,5)	0,50 dia ⁻¹

GRÁFICO 4.9: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T.

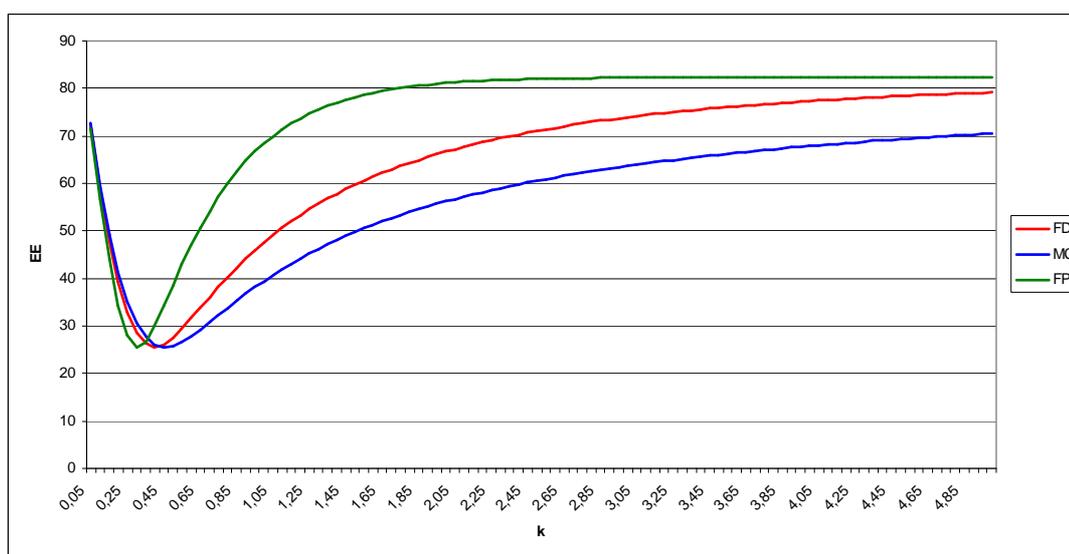
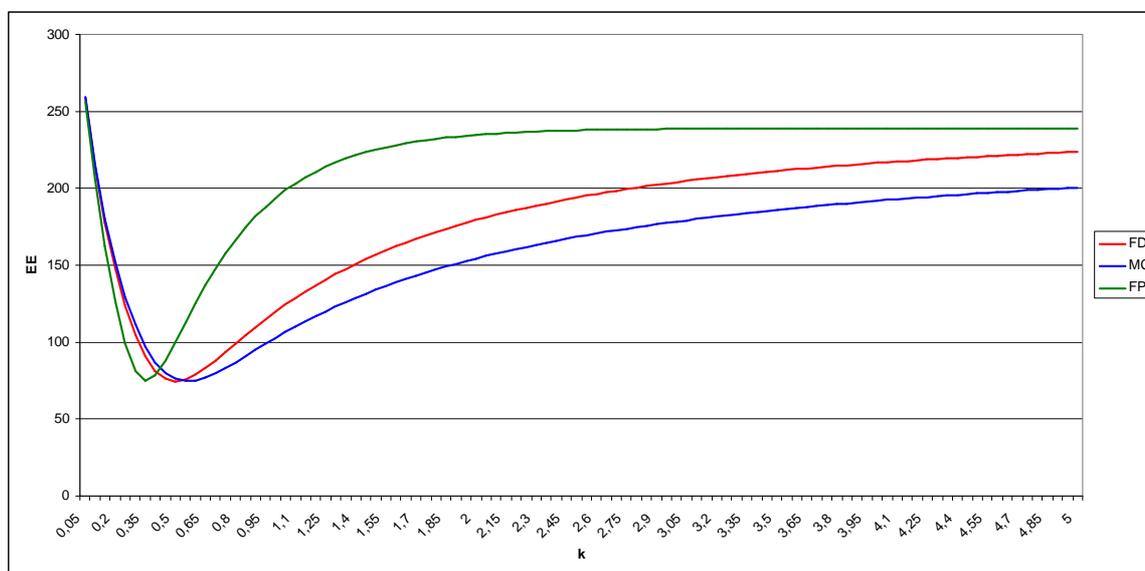


GRÁFICO 4.10: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=2,4 DIA) USANDO DADOS DE DQO_T/DQO_T .



➤ TDH=1,4 dia

TABELA 4.6: RESULTADOS PARA A LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA)

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
DBO_T/DBO_T	14,101 para Fluxo Disperso (d=3,4)	1,30 dia ⁻¹
DQO_T/DQO_T	73,317 para Fluxo Disperso (d=0,5)	1,30 dia ⁻¹

Os resultados para o menor dos TDHs entre os três simulados estão representados na Tabela 4.6 e nos Gráficos 4.11 e 4.12, e apontaram para a ocorrência de Fluxo Disperso. Houve, no entanto, uma certa divergência nos números de dispersão, quando comparados os dados de DBO e DQO. Enquanto para DBO foi obtido um $d=3,4$ (ou seja, tendendo a MC), para DQO foi de 0,5, o que tende a FP. Quanto aos valores de k, não houve diferença – os dois parâmetros resultaram em $k=1,3 \text{ dia}^{-1}$. A diferença no valor de “d” aparentemente

não está influenciando de maneira significativa a eficiência do reator, pois as eficiências médias para DBO e DQO foram praticamente idênticas.

Com esse valor de TDH e para a DBO, a faixa para a qual o modelo de menor erro é o FP ocorre até $k=0,95 \text{ dia}^{-1}$. Deste valor até $1,35 \text{ dia}^{-1}$, ocorre menor erro para FD e, acima disso, para MC.

Observando-se os dados da Lagoa Aerada de uma maneira geral, notou-se uma certa proximidade nos valores de k obtidos para os dois maiores TDHs analisados (2,4 e 4,8 dia), já que os valores situaram-se entre 0,3 e $0,5 \text{ dia}^{-1}$. No caso do TDH=1,4 dia, o valor de k é de $1,3 \text{ dia}^{-1}$, ou seja, significativamente maior.

Na comparação entre resultados de DBO e de DQO, as simulações dos TDHs iguais a 4,8 e 2,4 dia originaram valores de k e d maiores para DQO do que para DBO. Com TDH=1,4 dia, os valores de k foram os mesmos independente do parâmetro utilizado.

GRÁFICO 4.11: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA) USANDO DADOS DE DBO_T/DBO_T .

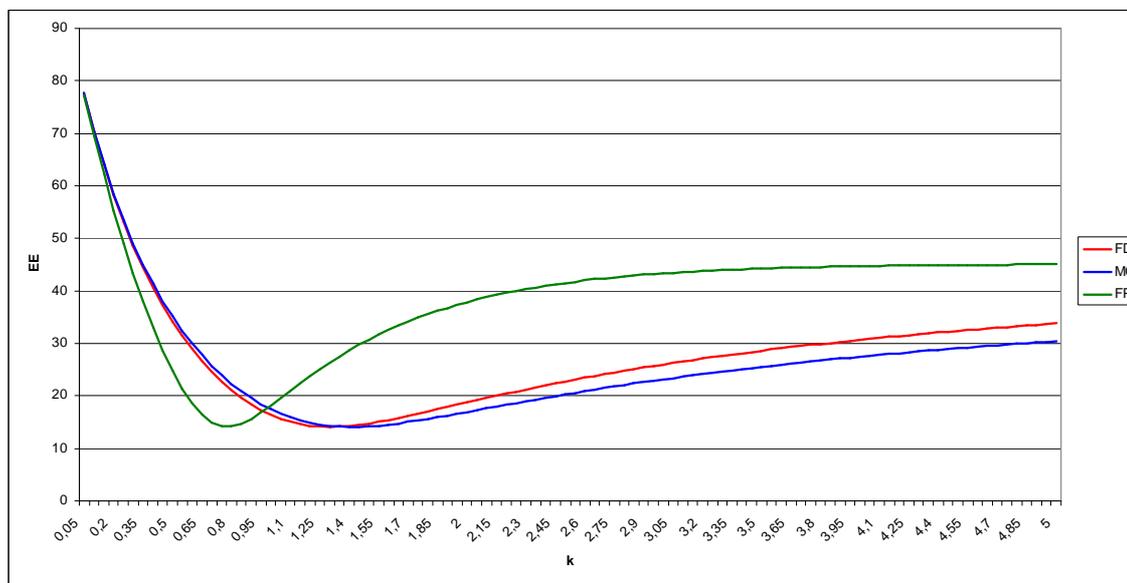
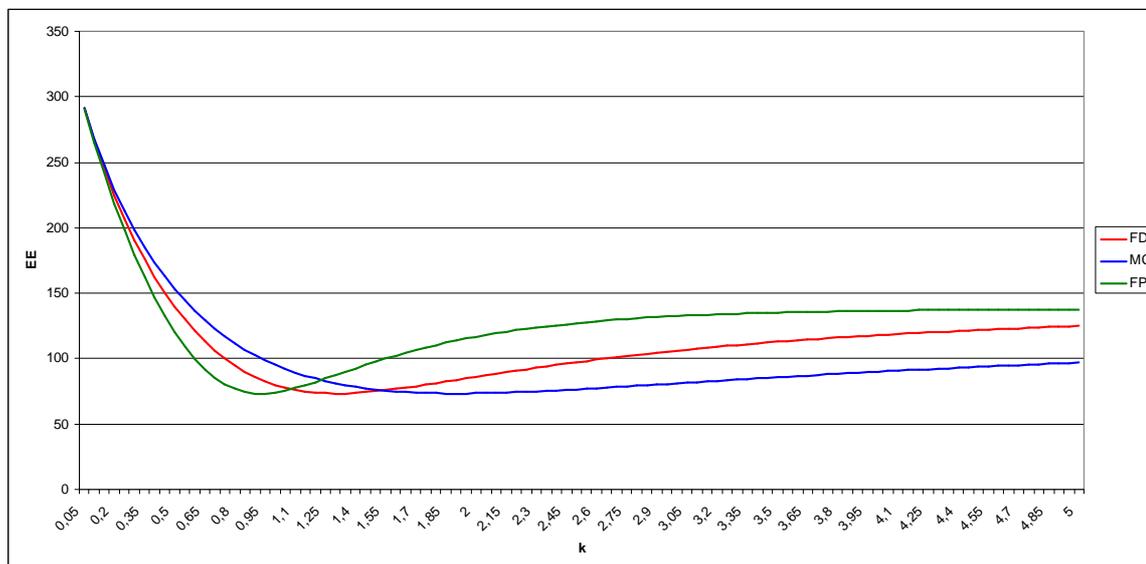


GRÁFICO 4.12: RESULTADOS PARA LAGOA AERADA (TDH=1,4 DIA) USANDO DADOS DE DQO_T/DQO_T .



Outra observação feita é que à medida que o valor de TDH da simulação diminuiu o k resultante aumentou, conforme esperado. Como já notado, a eficiência depende de um fator “ $k.t$ ” – no caso do TDH diminuir e a eficiência permanecer inalterada, o valor de k deve aumentar correspondentemente. Percebeu-se também que à medida que diminuiu o TDH, a faixa de k que apontava para menor erro para o modelo de FP aumentou. Dessa forma, pareceu haver uma relação entre um menor tempo de detenção e um maior pistonamento do escoamento.

A comparação entre os resultados das curvas das três fases analisadas parece confirmar a hipótese de que a declividade inicial das curvas depende do TDH – quanto maior o TDH, mais acentuadas são as curvas, seus “picos negativos” e sua indicação de menor erro.

4.1.5 Wetland

Foram realizadas duas séries de simulações para os wetlands em estudo: uma com TDH de 1 dia e outra com TDH de 5 dias, sempre utilizando dados de DQO. Foram testados 2 formatos (quadrado e retangular) e 3 tipos de macrófitas, gerando 6 famílias de simulações diferentes para cada um dos TDHs.

➤ TDH = 1 dia

Segue na Tabela 4.7 um resumo dos resultados obtidos para os wetlands funcionado com TDH=1 dia. Os resultados dos leitos quadrados e retangulares são praticamente idênticos, e, portanto os gráficos serão apresentados apenas para os leitos quadrados (Gráficos 4.13 a 4.15).

TABELA 4.7: RESULTADOS PARA WETLANDS (TDH=1 DIA)

Espécie	Formato	Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
<i>Eleocharis sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	35,00 para Fluxo Disperso (d=2,7)	1,20 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	32,821 para Fluxo Disperso (d=2,5)	1,10 dia ⁻¹
<i>Scirpus sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	45,686 para Fluxo Disperso (d=2,6)	0,95 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	42,316 para Fluxo Disperso (d=2,8)	1,00 dia ⁻¹
<i>Typha sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	62,918 para Fluxo Disperso (d=1)	0,65 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	85,628 para Fluxo Disperso (d=0,7)	0,55 dia ⁻¹

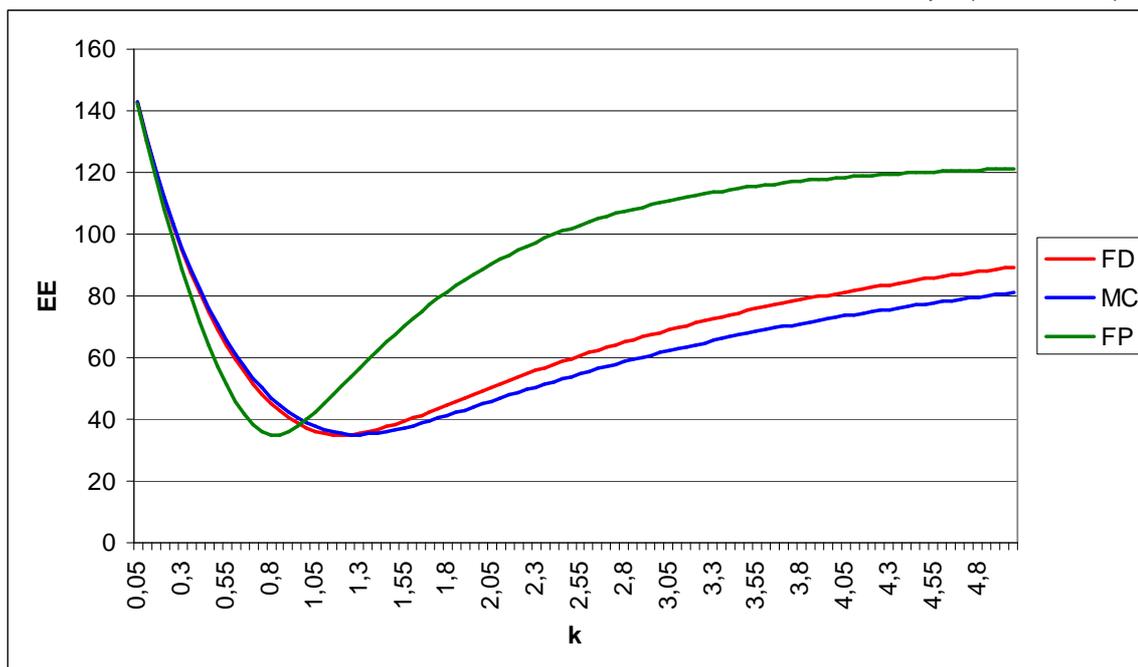
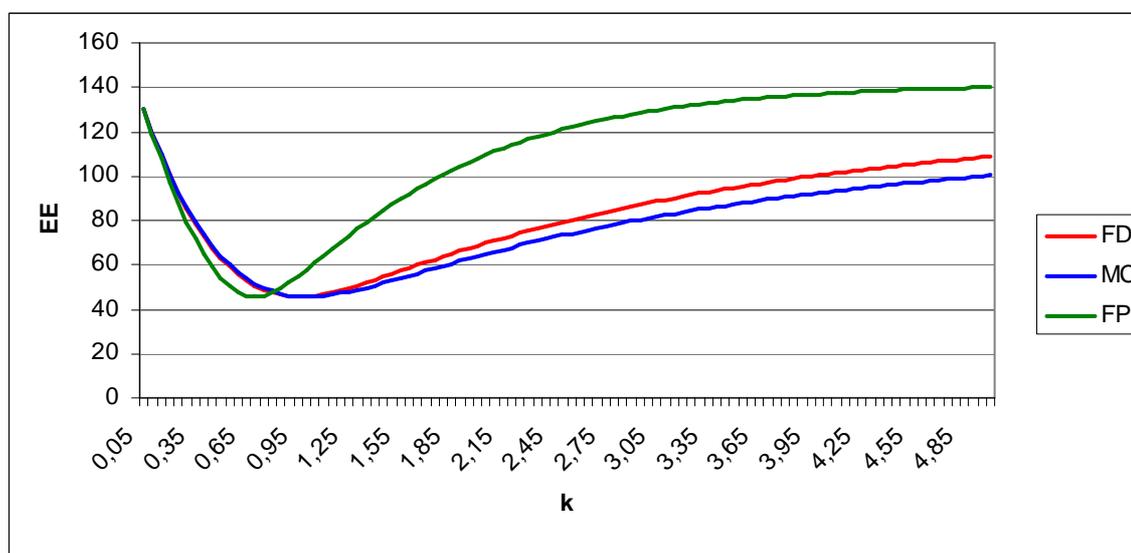
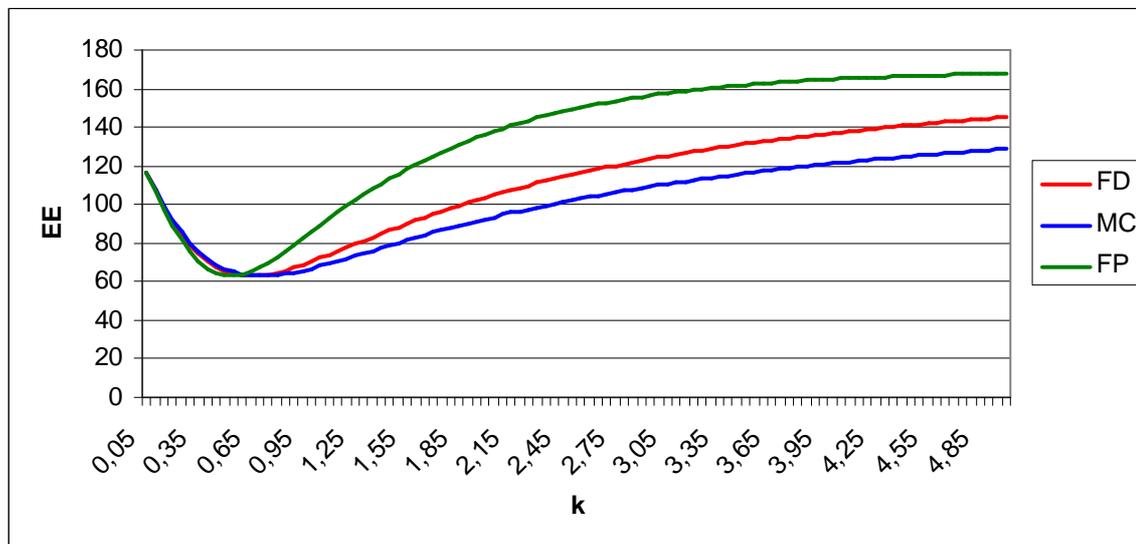
GRÁFICO 4.13: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Eleocharis sp.* (TDH=1 DIA)GRÁFICO 4.14: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Scirpus sp.* (TDH=1 DIA)

GRÁFICO 4.15: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Typha sp.* (TDH=1 DIA)

Nessas simulações, apesar de utilizar dados de um reator em escala piloto, os menores erros nas curvas plotadas foram encontrados dentro da faixa de k simulada, ao contrário das simulações dos FBAS e FBP. No entanto, apesar da escala não ser a real, o TDH aqui era de 1 dia (bem mais alto que para os outros sistemas em escala piloto).

Os resultados da primeira série mostraram bastante coerência quanto aos regimes hidráulicos apontados – todos estariam operando segundo Fluxo Disperso, e com números de dispersão entre 0,7 e 2,8 (ou seja, situações que variam de uma tendência a fluxo pistão a mistura completa). Cabe notar que os dois valores mais baixos de d (0,7 e 1), com maior tendência a FP, ocorreram para os leitos plantados com *Typha sp.* Porém, de acordo com testes estatísticos realizados pelo autor, não houve diferença significativa entre as espécies no que diz respeito à eficiência dos leitos.

As constantes k variaram de 0,55 a 1,2 dia^{-1} , com a maioria dos valores situando-se entre 0,95 e 1,2 dia^{-1} . Os menores valores foram observados para os wetlands plantados com a espécie *Typha sp.* Cabe observar que, ao contrário do que poderia ser esperado, o formato dos leitos cultivados praticamente não gerou diferenças entre os resultados obtidos.

Os gráficos referentes aos experimentos com a espécie *Eleocharis sp.* mostram que o modelo de FP é o que apresenta os menores erros até valores de k de cerca de $0,95 \text{ dia}^{-1}$. Para valores de k acima de $1,25 \text{ dia}^{-1}$, eles apresentam menor erro para MC e na faixa intermediária entre esse valor e $0,95 \text{ dia}^{-1}$, FD.

Para os leitos com *Scirpus sp.* o modelo de FP é o mais adequado até $k=0,8 \text{ dia}^{-1}$ e, entre esse valor e $1,25 \text{ dia}^{-1}$, é o FD. Acima disso, o fluxo em MC gera os menores erros, dadas as condições operacionais do experimento em estudo. Os dados dos leitos plantados com *Typha sp.* resultaram em curvas para os três regimes (FP, MC e FD) muito próximas umas às outras, até um valor de cerca de k de $0,55$ ou $0,5 \text{ dia}^{-1}$ – para os formatos quadrado e retangular, respectivamente. Até esse valor, os menores erros ocorrem para o modelo FP, apesar que o uso de outros modelos geraria erros muito próximos. Acima de k igual a $0,7 \text{ dia}^{-1}$ (leito quadrado) e $0,6 \text{ dia}^{-1}$ (leito retangular) é o MC que gera os menores erros, e, na estreita faixa intermediária, FD.

➤ **TDH = 5 dia**

Segue na Tabela 4.8 um resumo dos resultados obtidos para os wetlands funcionado com TDH=5 dia. As características das curvas resultantes dos leitos quadrados e retangulares são praticamente as mesmas, e, portanto os gráficos serão apresentados apenas para os leitos quadrados, de forma ilustrativa (Gráficos 4.16 a 4.18).

Com TDH = 5 dia, os resultados em termos de regimes hidráulicos não se mostraram tão similares entre si: foi obtido em um caso a Mistura Completa, e no restante Fluxo Disperso, com números de dispersão variando desde 1,9 até 4. Por outro lado, os valores de k se apresentaram todos em uma faixa entre $0,8$ e 1 dia^{-1} . Não foram observados, como na série 1, valores mais baixos de k para os leitos plantados com *Typha sp.*

TABELA 4.8: RESULTADOS PARA WETLANDS (TDH=5 DIA)

Espécie	Formato	Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
<i>Eleocharis sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	25,376 para Fluxo Disperso (d=2,2)	0,85 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	28,099 para Fluxo Disperso (d=4)	0,95 dia ⁻¹
<i>Scirpus sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	33,791 para Fluxo Disperso (d=1,9)	0,80 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	30,352 para Mistura Completa	1,00 dia ⁻¹
<i>Typha sp.</i>	Quadrado	DQO _T /DQO _T	27,465 para Fluxo Disperso (d=2,2)	0,80 dia ⁻¹
	Retangular	DQO _T /DQO _T	27,937 para Fluxo Disperso (d=3,4)	0,95 dia ⁻¹

Nesta série, comparando-se os resultados entre os reatores quadrados e retangulares, foi possível observar diferenças um pouco mais significativas, ao contrário do TDH=1 dia. Com um menor TDH, é possível que não haja tempo suficiente para que surjam diferenças significativas de comportamento devido ao formato. Para os leitos cultivados com *Eleocharis sp.*, ambos os formatos indicaram Fluxo Disperso; porém, foi calculado um d=2,2 para o formato quadrado, enquanto para o retangular foi d=4 (maior tendência a mistura completa, ao contrário do esperado. Essa mesma inversão dos resultados esperados ocorreu para os leitos plantados com *Scirpus sp.* – mistura completa para o leito retangular e fluxo disperso (d=1,9) para o leito quadrado – e para os plantados com *Typha sp.* – d=3,4 para formato retangular e d=2,2 para o quadrado.

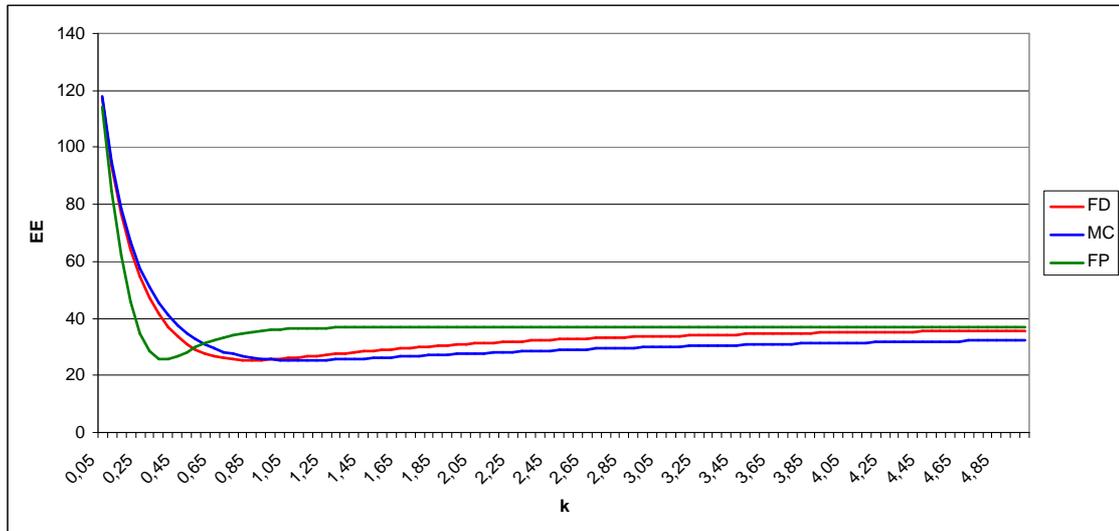
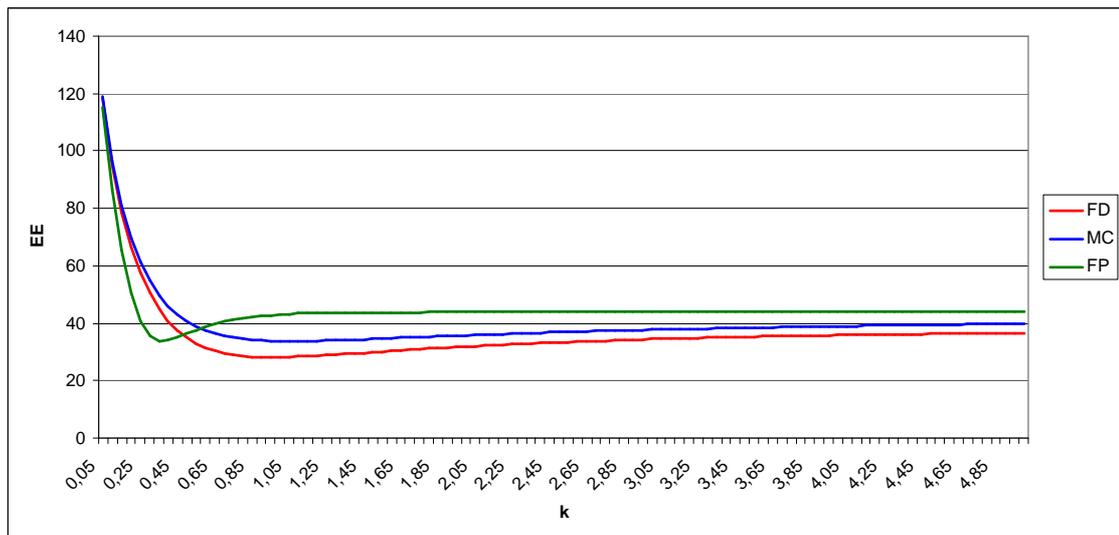
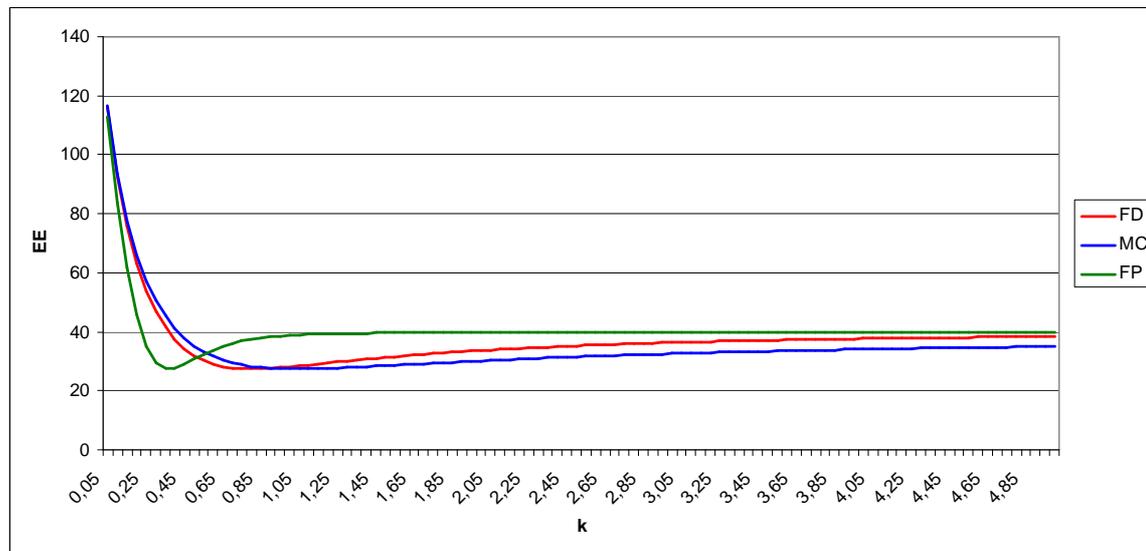
GRÁFICO 4.16: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Eleocharis sp.* (TDH=5 DIA)GRÁFICO 4.17: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Scirpus sp.* (TDH=5 DIA)

GRÁFICO 4.18: RESULTADOS PARA LEITO QUADRADO COM *Typha sp.* (TDH=5 DIA)

De forma geral, para todas as espécies plantadas, os leitos retangulares apresentaram valores de “d” e “k” maiores que os quadrados. Surpreende o fato do número de dispersão ser maior para um leito retangular que para um quadrado, pois uma maior relação L/W deveria aproximar o comportamento de FP, conforme já sugerido por outros autores – por exemplo, Von Sperling (1996).

Esses resultados dão a ideia que nesse tipo de reator, o formato dos leitos parece não ser um fator tão determinante para o regime hidráulico resultante nas simulações. A diferença entre os formatos era significativa – de 1:1 no quadrado a 4:1 no retangular. Mesmo assim, parecem preponderar outros fatores nesses leitos cultivados, onde ocorre uma diversidade de fenômenos que contribuem para o fluxo e remoção de matéria orgânica e uma infinidade de componentes do sistema que influenciam na remoção de poluentes – composição física e química do substrato, raízes das macrófitas, etc. De fato, a modelagem dos *wetlands* ainda tem se apresentado como um desafio, conforme bem explorado por Kadlec (2000).

Os resultados de todas essas simulações com TDH=5 dia indicaram que até um valor de $k=0,55 \text{ dia}^{-1}$, o modelo FP é o que melhor se ajusta aos dados experimentais. Acima de $1,05 \text{ dia}^{-1}$, o modelo de MC aparece como o de melhor

ajuste e na faixa intermediária, o FD. A exceção ocorre para o leito quadrado plantado com *Scirpus sp.*, pois após o valor de $0,5 \text{ dia}^{-1}$ (até onde o FP é o que gera menores erros) até o final da faixa de k o modelo de FD é o de melhor ajuste.

Não foi observada nenhuma tendência comparando-se os números de dispersão obtidos para os leitos operando com TDHs 1 e 5 dias. Com relação às constantes cinéticas, era esperado que elas diminuíssem com o aumento do tempo. Isso de fato foi observado para os leitos plantados com *Scirpus sp.* e *Eleocharis sp.* Nos leitos com *Typha sp.* houve um aumento dos valores de k, porém, compensado por um significativo aumento nos números de dispersão.

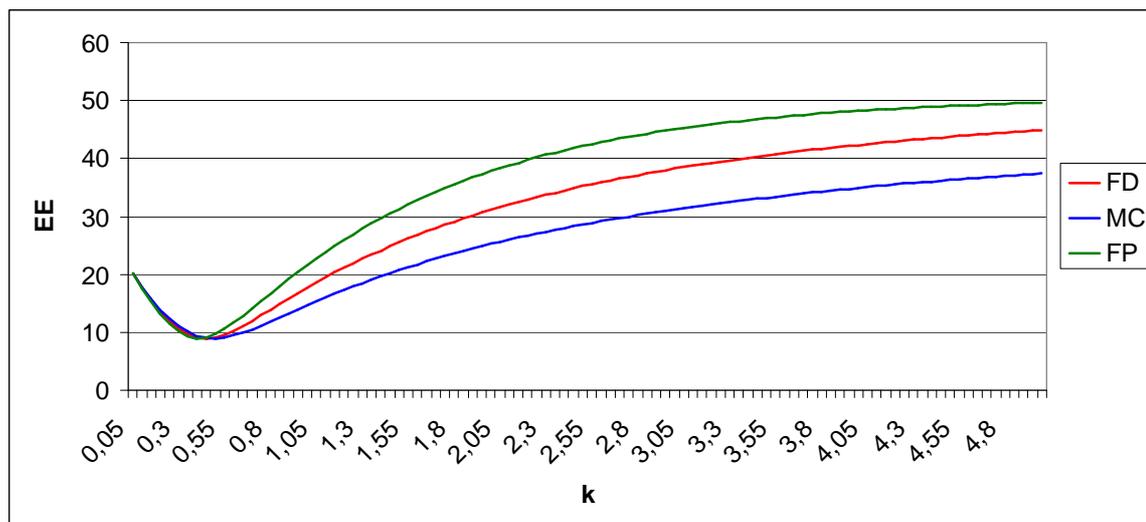
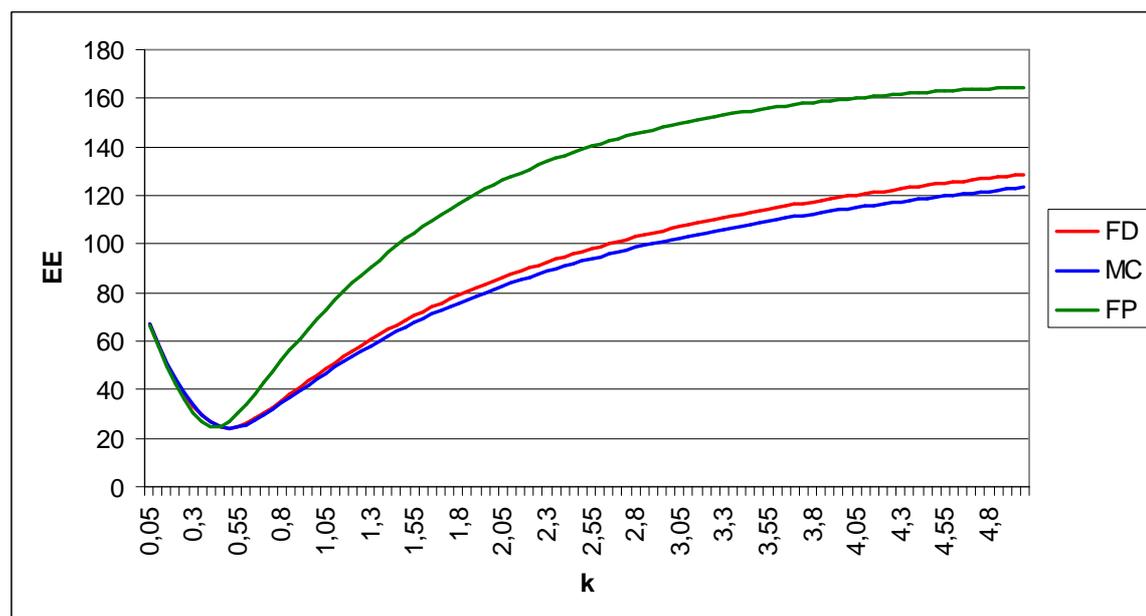
O único caso em que houve uma diferença no regime que gerou o menor erro ocorreu para o leito retangular com *Scirpus sp.*: com TDH=1 dia operou conforme FD com $d=2,8$, e com TDH=5 dia conforme MC, sendo que o valor de k permaneceu o mesmo – $1,0 \text{ dia}^{-1}$.

4.1.6 Filtro Anaeróbio

Seguem na Tabela 4.9 e Gráficos 4.19 e 4.20 os resultados das simulações para o Filtro Anaeróbio.

TABELA 4.9: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIOS

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
DBO_T/DBO_T	8,925 Fluxo Disperso ($d=0,4$)	$0,45 \text{ dia}^{-1}$
DQO_T/DQO_T	24,226 para Mistura Completa	$0,5 \text{ dia}^{-1}$

GRÁFICO 4.19: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIO COM DADOS DE DBO_T/DBO_T GRÁFICO 4.20: RESULTADOS PARA FILTRO ANAERÓBIO COM DADOS DE DQO_T/DQO_T 

As simulações com os diferentes parâmetros resultaram em valores bastante próximos de k ($0,45 \text{ dia}^{-1}$ para DBO e $0,5 \text{ dia}^{-1}$ para DQO). Entretanto, os regimes resultantes diferiram: FD ($d=0,4$, e portanto tendendo a FP) para DBO e MC para DQO.

A análise dos resultados tabulados e de ambos os gráficos indicam que até um valor de $0,4 \text{ dia}^{-1}$, o regime de FP é o que melhor se modela aos dados do Filtro Anaeróbio em estudo. Acima de $0,5 \text{ dia}^{-1}$ e até o final da faixa de k os menores erros ocorrem para o MC.

Comparando-se esses resultados obtidos para o Filtro Anaeróbio com aqueles resultantes das análises dos filtros aeróbios FBAS e FBP, nota-se uma grande diferença na característica das respostas – curvas e resultados. Enquanto nos FBAS e no FBP não foram encontradas curvas tendendo para valores mínimos na faixa simulada, isso ocorreu para o Filtro Anaeróbio, possivelmente devido ao maior TDH desse reator (variou entre 12 e 27h, aproximadamente), já que se trata de uma unidade em escala real.

4.1.7 UASB

Os resultados obtidos nas simulações do UASB seguem ilustrados pela Tabela 4.10 e Gráficos 4.21 e 4.22.

TABELA 4.10: RESULTADOS PARA UASB

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
$\text{DBO}_T/\text{DBO}_T$	24,909 para Mistura Completa	$3,8 \text{ dia}^{-1}$
$\text{DQO}_T/\text{DQO}_T$	52,642 para Mistura Completa	$2,65 \text{ dia}^{-1}$

Para os dados do reator UASB, tanto a simulação utilizando dados de DBO quanto dados de DQO apontaram para a ocorrência de mistura completa. No entanto, houve uma diferença significativa entre os k's observados: $3,8 \text{ dia}^{-1}$ para DBO e $2,65 \text{ dia}^{-1}$ para DQO. O valor mais baixo de k para o parâmetro DQO

pode ter ocorrido devido à menor eficiência demonstrada em sua remoção (60%) quando comparado com a DBO (69%). Esse resultado sugere que a manta de lodo provavelmente funciona como um reator MC. Como o esgoto tem um primeiro contato com a manta (tanto a estabilizada quanto a fluidizada), ela parece determinar o tipo de fluxo que ocorre no reator como um todo.

GRÁFICO 4.21: RESULTADOS PARA UASB COM DADOS DE DBO_T/DBO_T

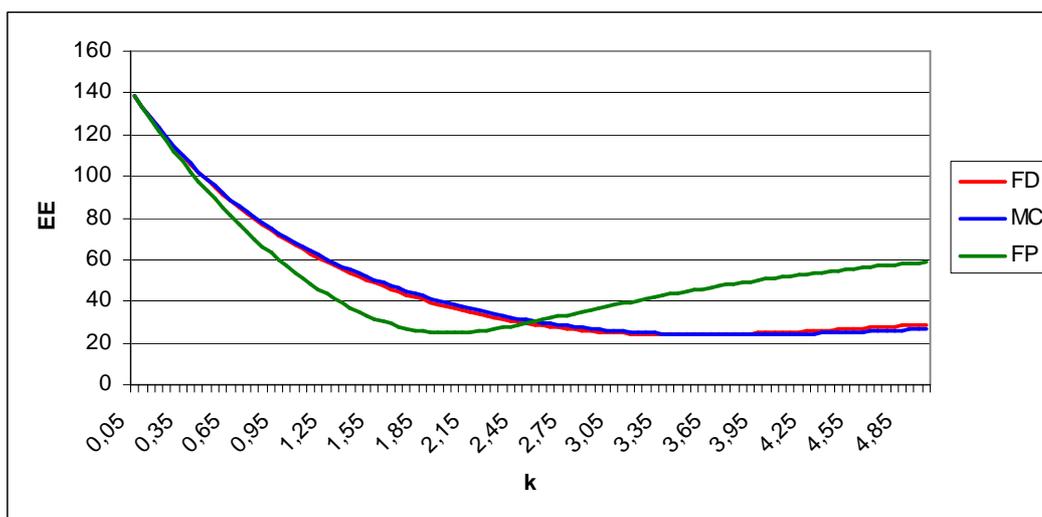
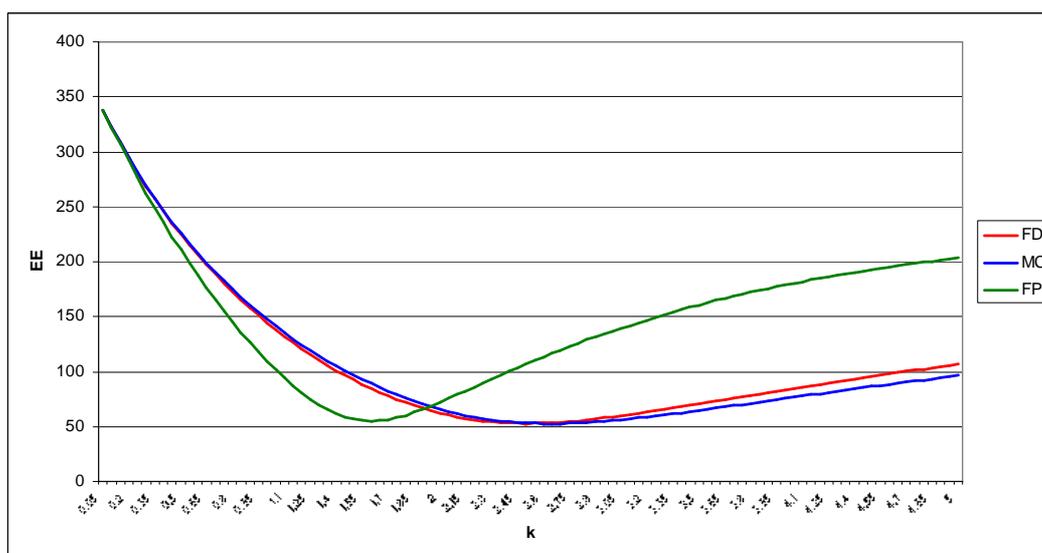


GRÁFICO 4.22: RESULTADOS PARA UASB COM DADOS DE DQO_T/DQO_T



Para dados de DBO, na faixa de k entre 0,05 e 2,45 dia^{-1} , o modelo de FP é o que fornece os menores erros. Entre 2,5 e 3,55 dia^{-1} , é o FD com $d=4$ e, após isso, o MC. Para a DQO, os valores desses limites são: até 1,9 dia^{-1} FP, entre 1,95 e 2,55 dia^{-1} FD ($d=4$) e acima de 2,6 dia^{-1} MC.

4.1.8 Lagoa Anaeróbia

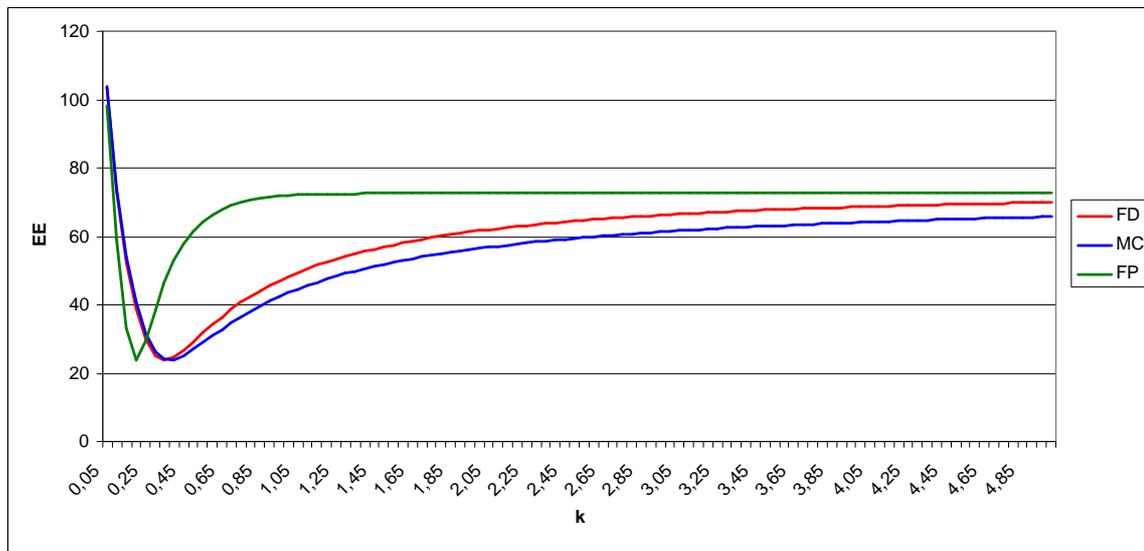
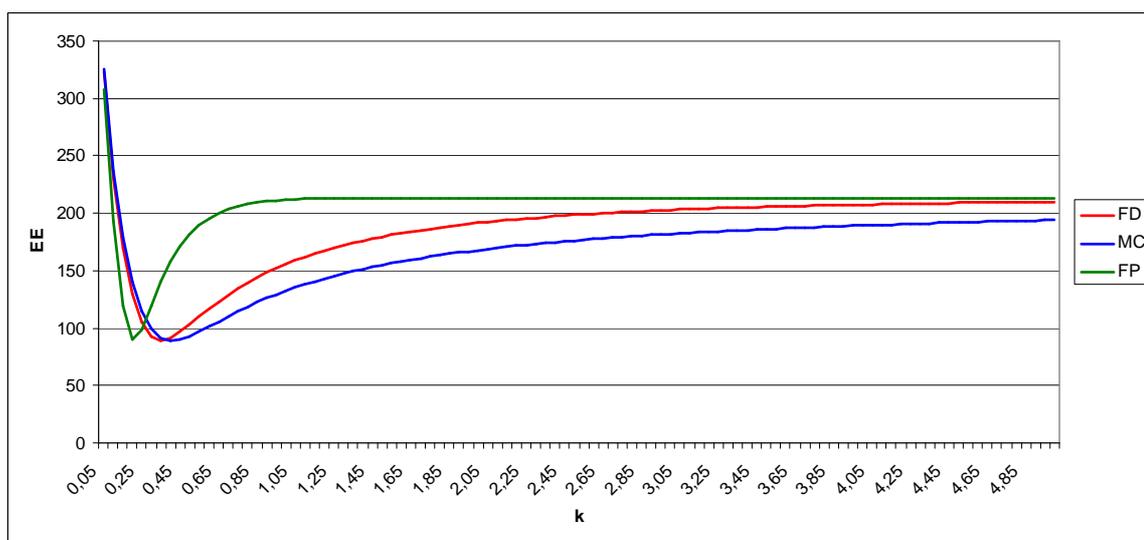
Os resultados das simulações para a lagoa anaeróbia de Fabreti (2006) encontram-se na Tabela 4.11 e gráficos 4.23 e 4.24.

TABELA 4.11: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
$\text{DBO}_T/\text{DBO}_T$	23,891 para Fluxo Disperso ($d=4$)	0,35 dia^{-1}
$\text{DQO}_T/\text{DQO}_T$	89,050 para Fluxo Disperso ($d=1,9$)	0,35 dia^{-1}

A constante de remoção de matéria orgânica k obtida para as simulações da Lagoa Anaeróbia em estudo foi de 0,35 dia^{-1} , tanto quando utilizados dados de DBO quanto de DQO. Apesar de apontada a ocorrência do mesmo regime hidráulico (FD), os números de dispersão calculados foram bastante diferentes – 4 para dados de DBO e 1,9 para dados de DQO.

A faixa de valores de k para a qual os menores erros ocorrem para o FP vai de 0,05 dia^{-1} até 0,25 dia^{-1} (tanto para DBO quanto para DQO). Deste valor até 0,35 dia^{-1} o modelo que resulta em menores erros é o FD e, de 0,4 dia^{-1} em diante, é o MC.

GRÁFICO 4.23: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA COM DADOS DE DBO_T/DBO_T GRÁFICO 4.24: RESULTADOS PARA LAGOA ANAERÓBIA COM DADOS DE DQO_T/DQO_T 

4.1.9 Lagoa Facultativa 1

Como pode ser observado na Tabela 4.12, para a lagoa facultativa de Fabreti (2006) foram usados os parâmetros DBO e DQO totais na entrada e

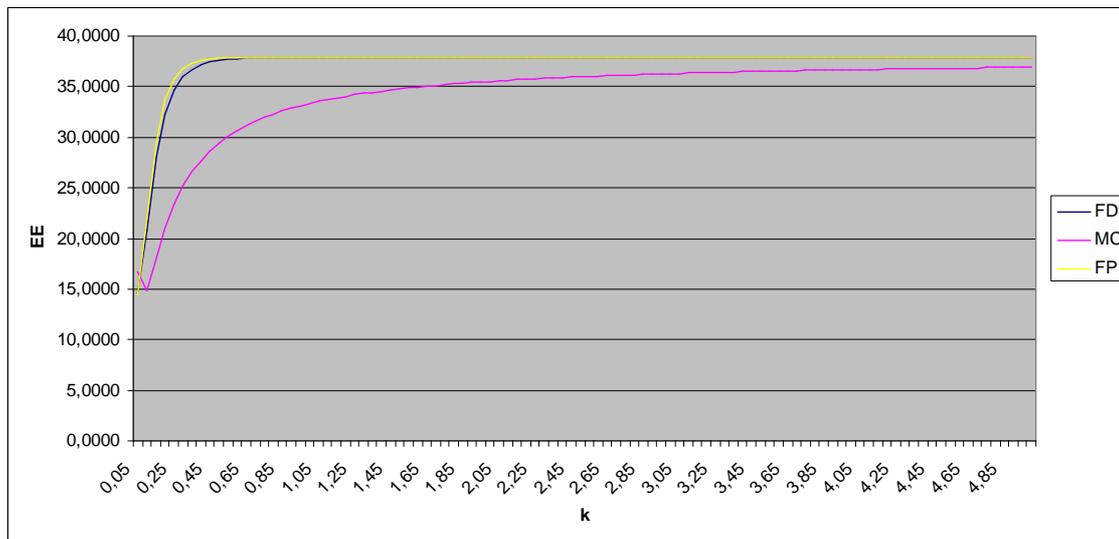
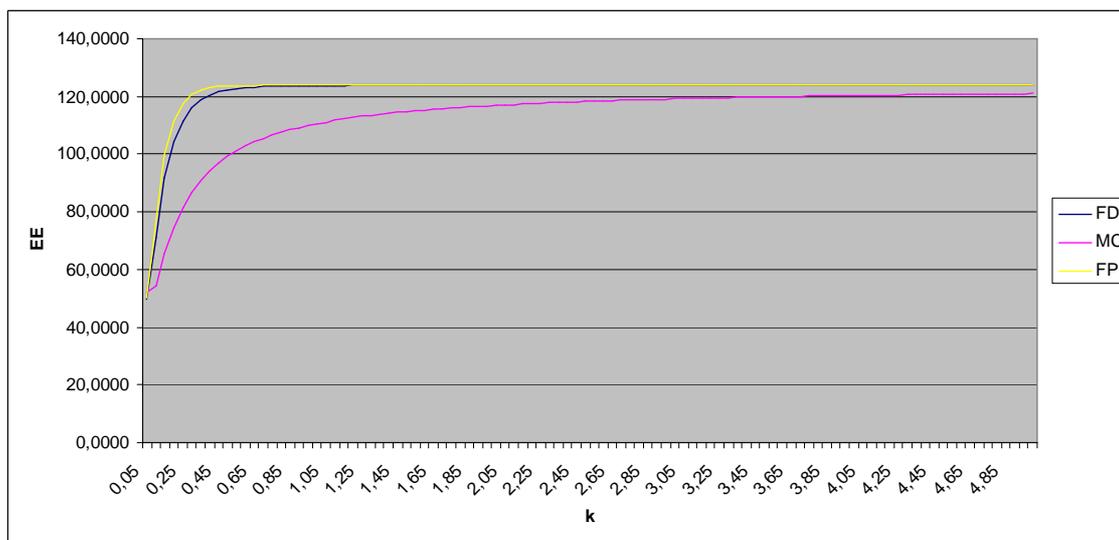
filtrados na saída, conforme recomendado por diversos autores e detalhado no item 3.2. As curvas resultantes das simulações constam nos Gráficos 4.25 e 4.26.

TABELA 4.12: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1

Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
DBO _T /DBO _F	14,392 para Fluxo Pistão	0,05 dia ⁻¹
DQO _T /DQO _F	49,830 para Fluxo Disperso (d=0,1)	0,05 dia ⁻¹

A ocorrência de um menor erro para FP com dados de DBO e de FD com $d=0,1$ com dados de DQO demonstra certa coerência dos resultados. O valor de k resultante foi o mesmo para as duas situações simuladas – $0,05 \text{ dia}^{-1}$. O baixo valor da constante de remoção provavelmente se origina tanto do alto TDH, típico de uma lagoa facultativa (13,9 dias), quanto da baixa eficiência registrada no reator – 33,62% para DBO e 26,23% para DQO. A carga afluyente variou entre 108 e 1.596 kgDBO/dia, ou seja, a baixa eficiência e o baixo valor de k não podem ser atribuídos a uma baixa carga orgânica aplicada, a princípio.

No caso do gráfico relativo à DBO, a faixa de k para a qual o modelo de menor erro é o FP é restrita ao valor de $0,05 \text{ dia}^{-1}$. Após $0,1 \text{ dia}^{-1}$ e daí até o final, o modelo que apresenta o menor erro é o de Mistura Completa. Para o gráfico da DQO, não houve nenhum valor para o qual o menor erro ocorresse para FP. Com $k=0,05 \text{ dia}^{-1}$, o FD gera o menor erro, e a partir de $0,1 \text{ dia}^{-1}$, é o regime de MC.

GRÁFICO 4.25: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1 COM DADOS DE DBO_T/DBO_F GRÁFICO 4.26: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 1 COM DADOS DE DQO_T/DQO_F 

4.1.10 Lagoa Facultativa 2

O sistema estudado por Ellis e Rodrigues (1993) era constituído por duas lagoas facultativas idênticas em paralelo. Os resultados das simulações realizadas para elas encontram-se na Tabela 4.13 e nos Gráficos 4.27 e 4.28.

TABELA 4.13: RESULTADOS PARA A LAGOA FACULTATIVA 2

	Parâmetro (entrada/saída)	Menor EE	“k” que gerou o menor EE
Lagoa 1	DBO _T /DBO _F	5,416 para Mistura Completa	0,3 dia ⁻¹
Lagoa 2	DBO _T /DBO _F	7,533 para Mistura Completa	0,3 dia ⁻¹

Foram utilizados apenas valores de DBO e, como esperado, os regimes e constantes cinéticas encontrados foram os mesmos: MC e $k=0,3 \text{ dia}^{-1}$.

Esse também foi o regime que resultou em menores erros para a maior amplitude da faixa de k. Mesmo assim, entre $0,05$ e $0,15 \text{ dia}^{-1}$, o FP apresenta os menores erros. Os menores erros para o regime de FD ocorreram para $d=3,7$ na lagoa 1 e $d=3,6$ na lagoa 2, o que demonstra uma coerência em seu comportamento, tendendo a MC.

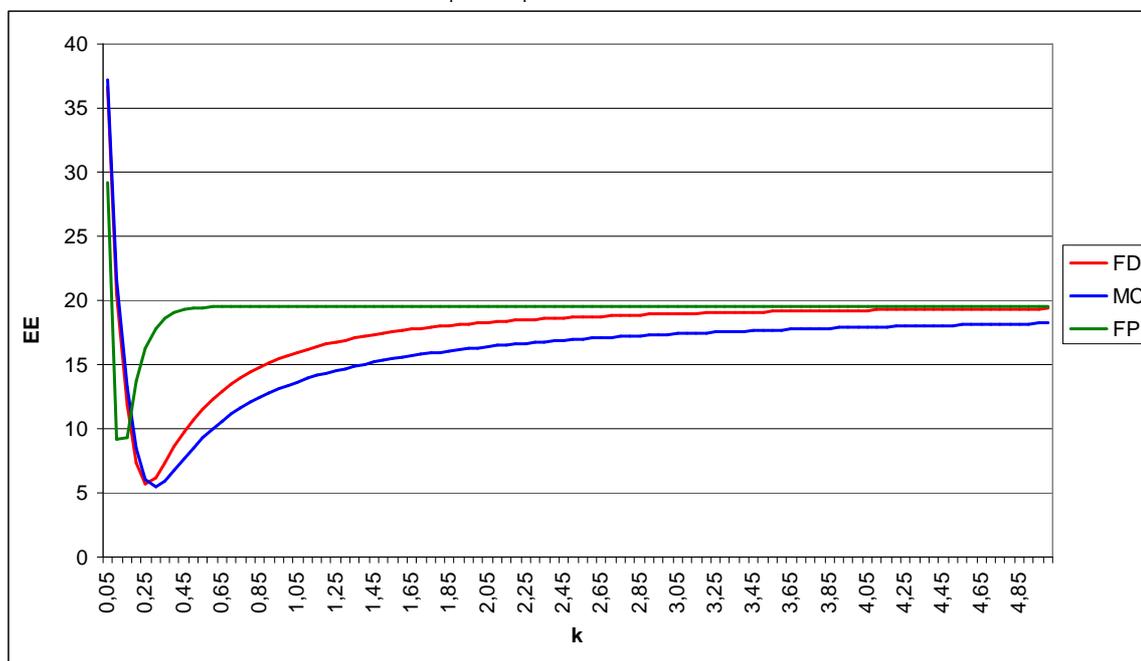
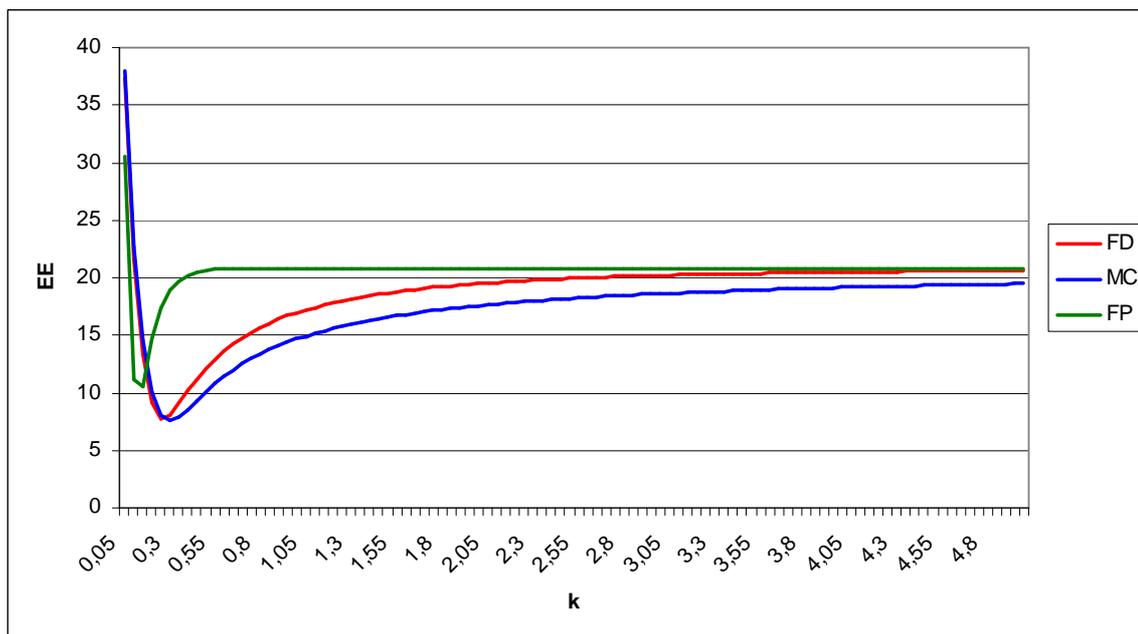
GRÁFICO 4.27: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 2 (LAGOA 1) DE ELLIS E RODRIGUES COM DADOS DE DBO_T/DBO_F

GRÁFICO 4.28: RESULTADOS PARA LAGOA FACULTATIVA 2 (LAGOA 2) DE ELLIS E RODRIGUES COM DADOS DE DBO_T/DBO_F



4.2 Comparação das respostas usando DBO x DQO

Os resultados das simulações utilizando dados de DBO e de DQO já foram mostrados nas sessões a respeito dos resultados de cada reator. Foram elaborados gráficos que permitem uma comparação entre os resultados de DBO e DQO, que se encontram no Apêndice 4. No entanto, de uma maneira geral, pode-se observar que:

1. Para os sistemas lagoa aerada, Filtro Anaeróbio e UASB houve diferenças mais significativas no uso de DBO ou DQO.
2. Para os sistemas Lagoa Anaeróbia e Lagoa Facultativa (Fabreti), os resultados para DBO e DQO foram praticamente os mesmos, com algumas diferenças pontuais apenas.
3. Para os sistemas FBAS e FBP, não houve diferença alguma nas respostas, nem quanto ao modelo nem quanto às faixas de k.

4. No caso dos sistemas wetlands e lagoa facultativa (Ellis e Rodrigues), não se podem estabelecer comparações, visto que trabalharam apenas com dados de DQO e DBO, respectivamente.

5. Para a lagoa aerada, em relação aos regimes operacionais adotados para as simulações, pode-se concluir que para todos os TDHs houve diferença entre os resultados de DBO e DQO. No caso dos valores de k , também foram verificadas diferenças, porém sem grande disparidade nos resultados; a exceção ficou por conta da simulação com $TDH=1,4 \text{ dia}^{-1}$, para a qual os dados de DBO e DQO resultaram no mesmo valor de k . Em relação às faixas de cada regime, em todos os casos de TDH simulados foram verificadas diferenças. Com o uso da DQO, os limites das faixas reportadas têm valores maiores (deslocadas para a direita no eixo x nos gráficos EE vs. k).

6. As simulações do Filtro Anaeróbio resultaram em dois valores próximos de k quando usados DBO e DQO. Porém, os regimes relacionados são significativamente diferentes (para DQO e DBO, respectivamente MC e FD com $d=0,4$). Para a análise por faixas de valores de k , os resultados foram iguais.

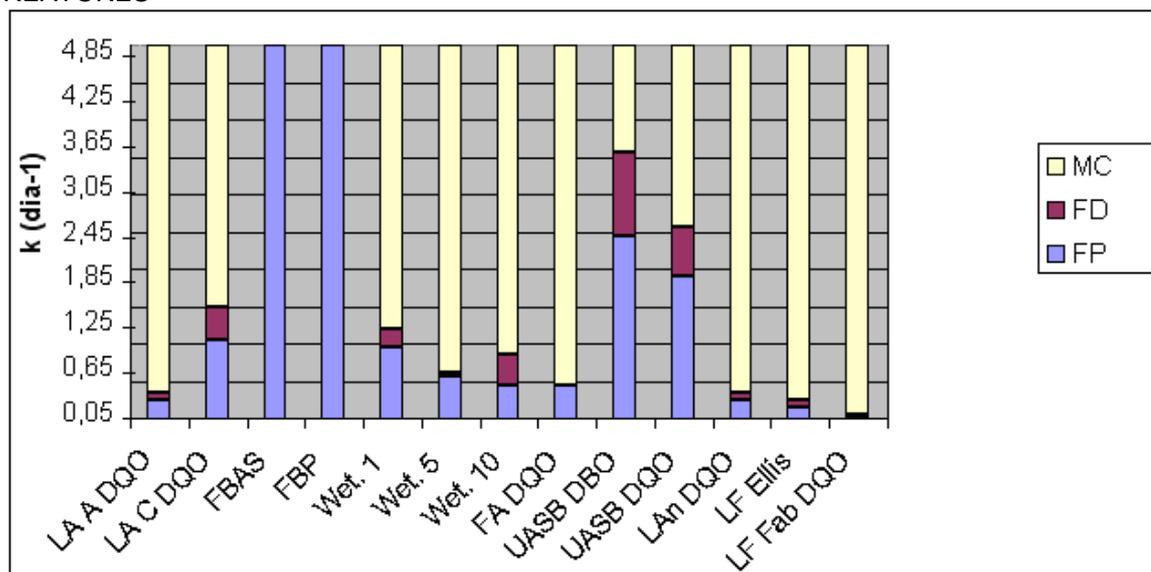
7. No caso do reator UASB, ambos os parâmetros resultaram no regime de mistura completa. O valor de k , no entanto, diferiu significativamente. A análise por faixas demonstrou que para a DQO, elas ocorrem para valores menores de k – ou seja, as curvas estão um pouco deslocadas para a esquerda no eixo x no gráfico EE vs. k (ao contrário do que foi observado para a lagoa aerada). Este fato poderia resultar das menores eficiências de remoção de DQO quando comparadas à de DBO. Por exemplo, com um valor de $k=2,1 \text{ dia}^{-1}$, o gráfico da DBO indica que o regime de menor erro é o FP, enquanto o da DQO indica fluxo disperso, que é um modelo que fornece menores taxas de eficiência, dadas as mesmas condições operacionais.

A diferença dos resultados das análises por faixas entre DBO e DQO, no caso do UASB, também podem ser observadas no Gráfico 4.29. O gráfico mostra, para alguns dos reatores selecionados, qual dos três regimes hidráulicos simulados gera o menor valor de erro para cada um dos k 's (FP, MC e FD). Por exemplo, pode-se verificar que para $k=1,25 \text{ dia}^{-1}$, o regime que gerou o menor

erro de simulação na Lagoa Aerada (Fase A) foi o MC (ressalta-se que o menor erro absoluto ocorreu para o regime FD com $k=0,45 \text{ dia}^{-1}$), enquanto na Lagoa Aerada (Fase C) foi o fluxo disperso. No entanto, deve-se ressaltar que muitas vezes esse menor erro dentre os três regimes pode ser inaceitável. Para ilustrar essa situação, pode-se remeter ao Gráfico 4.28, relativo à Lagoa Facultativa 2. Ele mostra que para um $k=4,8 \text{ dia}^{-1}$, por exemplo, o menor erro ocorre para o regime de MC. Deve-se observar, porém, que este “menor erro” é da ordem de 20, enquanto o menor erro absoluto das curvas ocorreu em cerca de 7,50.

8. Apenas no caso do UASB o k para DBO foi maior que para DQO. De resto, os k 's obtidos para DQO foram sempre ou maiores ou iguais aos obtidos para DBO.

GRÁFICO 4.29: FAIXAS DE VALORES DE K PARA OS REGIMES PARA ALGUNS DOS REATORES



Legenda: LA A DQO = Lagoa Aeróbia (Fase A), com dados de DQO; LA C DQO = Lagoa Aeróbia (Fase C), com dados de DQO; Wet. 1 = Wetland, Sistema 1; Wet. 5 = Wetland, Sistema 5; Wet. 10 = Wetland, Sistema 10; FA DQO = Filtro Anaeróbio, com dados de DQO; LAn DQO = Lagoa Anaeróbia, com dados de DQO; LF Ellis = Lagoa Facultativa de Ellis e Rodrigues; LF Fab DQO = Lagoa Facultativa de Fabreti, com dados de DQO.

4.3 Comparação entre sistemas aeróbios e anaeróbios

O fato dos resultados para os sistemas FBAS e FBP terem se diferenciado significativamente dos demais dificultou a comparação entre sistemas aeróbios e anaeróbios. Além destes, resta apenas a lagoa aerada como representante de reatores aeróbios. Assim, os resultados são inconclusivos a respeito da influência do tipo de biodegradação nos regimes e constantes cinéticas obtidos via simulação matemática.

Pela Tabela exposta no Apêndice 3, é possível notar que, exceto pelos filtros aeróbios, o UASB é o que apresenta a menor amplitude de faixa para o MC. Ou seja, grande parte dos valores de k gera menores erros para os regimes de FP e FD. Porém, o regime que apresenta o menor erro absoluto foi efetivamente o MC.

Em seguida, os outros reatores com as faixas mais amplas de k para FP e FD são os wetlands e a lagoa aerada (fase C) – representantes de sistemas anaeróbios e aeróbios, respectivamente. Mesmo assim, o regime MC é responsável pelos menores erros na maior parte dos valores de k .

A faixa mais ampla de regime de mistura completa foi obtida para as lagoas facultativas – é importante lembrar que estas foram as únicas simulações realizadas com as concentrações de matéria orgânica no efluente filtradas. Em seguida, para a lagoa anaeróbia, filtro anaeróbio e lagoa aerada (fases A e B). Isso mostra, por exemplo, que esse padrão de comportamento não poderia ser atribuído ao tipo de degradação (aeróbia / anaeróbia) nos reatores.

A lagoa facultativa de Fabreti apresentou os mais baixos valores de k ($0,05 \text{ dia}^{-1}$), seguida pela lagoa facultativa de Ellis e Rodrigues, lagoa anaeróbia, filtro anaeróbio e lagoa aerada – fases A e B. Já os mais altos valores foram apontados para o UASB, seguidos de longe pelos wetlands e lagoa aerada (fase C). Nota-se que dois dos três reatores com maiores valores de k serem anaeróbios. Isso poderia ser esperado devido à característica dos sistemas aeróbios comumente serem precedidos por outra unidade de tratamento, ou

seja, por estarem submetidos a menores cargas orgânicas, as constantes cinéticas k também tenderiam a ser menores. No entanto, dos quatro sistemas aeróbios em estudo, apenas dois eram precedidos por outros reatores. Por sua vez, os wetlands, por sua vez, eram precedidos por um tanque séptico modificado. Há que se considerar que eles operaram com cargas orgânicas volumétricas bastante distintas (wetlands: 120 – 400 gDQO/m³/dia e 6,4 – 67,5 gDQO/m³/dia; UASB: 633 – 1331 gDQO/m³/dia).

Diante desses resultados, acredita-se que as constantes cinéticas e regimes hidráulicos apontados podem estar muito mais relacionados aos fatores carga, eficiência, escala do reator e TDH do que diretamente com o fato da degradação ser aeróbia ou anaeróbia. Naturalmente, as eficiências e TDHs de projeto ou monitorados de um dado reator estarão por sua vez relacionados ao tipo de biodegradação.

A respeito dos filtros aeróbios testados (FBAS e FBP), os resultados apontaram que durante toda a faixa de k simulada o comportamento de FP foi o que gerou os menores erros.

4.4 Comparação entre Lagoas

Os resultados expostos permitem uma análise dos dados das lagoas de estabilização consideradas neste trabalho. No entanto, deve-se lembrar antes de tudo que os resultados para as lagoas facultativas são oriundos de simulações considerando a DBO ou DQO filtrada no efluente. Portanto, a comparação dos resultados dessas lagoas com as outras deve sempre conter essa ressalva.

A comparação entre os resultados das lagoas de estabilização foi ilustrada pelo Gráfico 4.30, onde se veem os valores de k obtidos para as diferentes tipologias de lagoa consideradas no estudo. Curiosamente, as constantes de remoção da lagoa anaeróbia foram maiores que das lagoas facultativas e relativamente próximas àquelas da Lagoa Aerada (com exceção dos casos em

que esta operou com $TDH=1,4$ – fase C). Deve-se notar, no entanto, que os números de dispersão para a Lagoa Aerada são mais baixos, tendendo a FP, e por isso um mesmo valor de k tem capacidade de produzir efluentes com menor concentração de matéria orgânica que aqueles com números de dispersão tendendo a MC.

Essas constantes de remoção relativamente altas obtidas para a lagoa anaeróbia podem ser explicados pela alta carga afluente. Porém, neste caso, a remoção de DBO pode ocorrer em grande parte devido ao fenômeno de sedimentação, e não somente à biodegradação. Se disponíveis os dados, poderiam ser realizadas simulações utilizando-se dados de DBO ou DQO filtrada no afluente para uma análise mais detalhada.

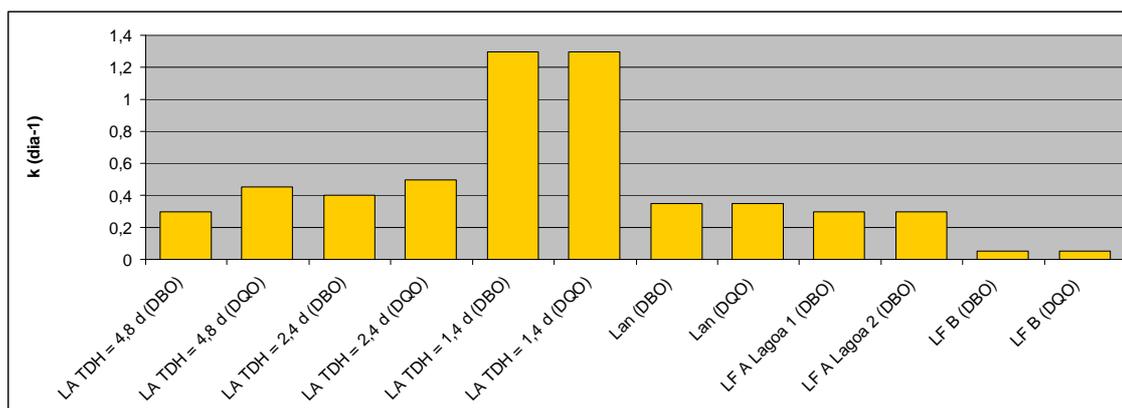
A lagoa facultativa de Fabreti apontou para valores de k iguais a $0,05 \text{ dia}^{-1}$ (para DBO e DQO), no limiar inferior da faixa de simulações considerada e menores que todas as outras lagoas – inclusive a outra lagoa facultativa, estudada por Ellis e Rodrigues, que atingiu o menor erro para $k=0,3 \text{ dia}^{-1}$. As características da lagoa facultativa (Fabreti) poderiam sugerir que sua constante de remoção deveria ser maior, visto que sua carga orgânica afluente em termos de DBO é bem maior e os valores de TDH são próximos aos de Ellis e Rodrigues. Porém, sua eficiência é bastante inferior (33,62% em média para DBO, sendo que as de Ellis e Rodrigues têm eficiências entre 77,35% e 79,33%), e este parece ser o fator determinante para as menores constantes cinéticas obtidas, aliados aos altos valores de TDH.

Esses baixos valores de k e eficiência podem estar associados a problemas de ordem hidráulica na lagoa. A existência de curtos-circuitos e/ou volumes mortos na lagoa resultam em um menor TDH real no reator, de forma que o k resultante será menor que o esperado, já que a matéria orgânica afluente passará menos tempo no interior do reator do que o calculado e terá menos contato com a biomassa ativa.

De forma geral, houve uma convergência nos resultados apontando para a mistura completa nas lagoas facultativas, pois ambas apresentam esse regime

como o que resulta nos menores erros para a maioria absoluta dos valores de k: para Fabreti, $k \geq 0,10 \text{ dia}^{-1}$ e para Ellis e Rodrigues, $k \geq 0,3 \text{ dia}^{-1}$.

GRÁFICO 4.30: COMPARATIVO DE VALORES DE K PARA OS REGIMES PARA AS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO



* No gráfico: LA=lagoa aerada; Lan = lagoa anaeróbia; LF A = lagoa facultativa (Ellis e Rodrigues); LF B = lagoa facultativa (Fabreti).

4.5 Análise de sensibilidade dos dados de Entrada

Nesta sessão, seguem algumas discussões a respeito da sensibilidade dos resultados das simulações a variações nos dados de entrada ao programa computacional. Foram consideradas variações nos dados de concentração (números decimais vs. inteiros e dados diários vs. médias mensais), nos intervalos entre os k simulados (“malha”) e no TDH de entrada.

4.5.1 Números decimais versus inteiros

Antes da geração dos resultados finais apresentados no item 4.1, alguns reatores (Lagoa Facultativa de Ellis e Rodrigues e FBAS de Barbosa) foram

modelados com valores inteiros de concentração – arredondamentos dos valores originais, que eram decimais. O objetivo era verificar eventuais diferenças nos resultados.

No caso da Lagoa, o uso de números inteiros (arredondados) resultou nos mesmos valores de k e regimes hidráulicos que os decimais. Com relação às faixas, verificou-se que não houve nenhuma diferença entre o uso de números decimais ou inteiros. Ambos indicaram FP para $k \leq 0,15 \text{ dia}^{-1}$, MC para $k \geq 0,3 \text{ dia}^{-1}$ e FD no intervalo entre essas duas faixas.

O arredondamento também não influenciou o modelo hidráulico e k do FBAS de Barbosa. No entanto, como já exposto anteriormente, este reator apresentou uma resposta diferenciada das demais, em que a curva pareceu não atingir seu valor mínimo na faixa de k simulada.

Em suma, a resposta obtida com valores decimais foi a mesma, e o resultado das simulações pareceu não ser suscetível a pequenas mudanças (da ordem de 10^{-1}) nos valores de entrada das concentrações no programa.

4.5.2 Dados diários versus médias mensais

No caso dos sistemas UASB e Filtro Anaeróbio, foram comparados também os resultados obtidos através do uso de dados diários, ou médias mensais e, neste caso, foram observadas diferenças entre elas.

4.5.2.1 Filtro Anaeróbio

A Tabela 4.14 a seguir mostra a comparação entre os resultados das simulações usando dados diários de concentrações e usando médias mensais. Para a DBO, nos dois casos o mesmo regime foi apontado como o de menor erro (FD), e com números de dispersão relativamente próximos: 0,4 para dados

diários e 0,1 médias mensais. Houve também diferença nos resultados de k , apesar dos valores serem similares. Os menores erros dos outros regimes, ademais do FD, foram obtidos também para valores próximos de k .

TABELA 4.14: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM DADOS DIÁRIOS E MÉDIAS MENSAS PARA O FILTRO ANAERÓBIO

		Médias mensais			Dados diários		
		EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
DBO	MC	6,707	0,55		8,9378	0,5	
	FP	6,671	0,5		8,9289	0,4	
	FD	6,638	0,5	0,1	8,9249	0,45	0,4
DQO	MC	30,549	0,6		24,2262	0,5	
	FP	30,936	0,5		24,6459	0,4	
	FD	30,589	0,55	1,7	24,2332	0,5	4

Com relação à DQO, o regime MC foi o de menor valor absoluto do erro para as duas situações. Os valores de k diferiram em 0,1 (0,6 dia⁻¹ para média mensal e 0,5 dia⁻¹ para dados diários). O uso de dados mensais também resultou em diferenças dos valores de k obtidos para os outros regimes hidráulicos.

O que se pode concluir com isso é que no caso do Filtro Anaeróbio, as simulações com concentrações médias mensais (por vezes dados de mais fácil obtenção) resultaram no mesmo regime hidráulico que as simulações com concentrações diárias; houve, porém, uma pequena diferença nos valores de k resultantes. Isso demonstra certa sensibilidade das conclusões obtidas através de simulação matemática a pequenas variações nos dados de entrada.

Deve-se avaliar, no entanto, qual o impacto causado por uma diferença do valor de k da ordem de 0,05 a 0,1 dia⁻¹ no dimensionamento de um reator ou na estimativa de sua eficiência.

4.5.2.2 UASB

De uma forma geral, para o reator UASB o impacto do uso de médias mensais ao invés de dados diários foi menor que para o Filtro Anaeróbio, o que pode ser verificado na Tabela 4.15. Novamente, os regimes apontados, tanto para DBO quanto para DQO, foram os mesmos, mas as diferenças entre os valores de k são menores. No caso da DBO, a diferença entre os k 's de todos os regimes foi da ordem de $0,05 \text{ dia}^{-1}$.

Para DQO, o regime MC foi novamente apontado como o de menor erro, sendo que os valores de k foram os mesmos. No caso do resultado para FD, tanto o valor de d quanto o de k também foram iguais. Porém, nota-se uma grande diferença nos resultados obtidos para o modelo FP – $k=2,6 \text{ dia}^{-1}$ para médias mensais e $k=1,6 \text{ dia}^{-1}$ para dados diários. Conclui-se que para o reator UASB considerado, o uso de médias mensais das concentrações não resulta em grandes diferenças nos valores da constante cinética k , quando comparados com o uso de dados diários. Essa pouca diferença é especialmente notada no caso da DQO, à exceção do regime de FP.

TABELA 4.15: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM DADOS DIÁRIOS E MÉDIAS MENSAIS PARA O UASB

		Médias mensais			Dados diários		
		EE	$k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	d	EE	$k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	d
DBO	MC	20,173	3,95		23,9095	3,8	
	FP	22,223	2,05		24,9423	2	
	FD	20,351	3,55	4	23,9803	3,5	4
DQO	MC	33,918	2,65		52,6423	2,65	
	FP	38,532	2,6		55,0338	1,6	
	FD	34,203	2,5	4	52,7605	2,5	4

4.5.3 Precisão do valor de k e relação com TDH constante ou variável

Foi observado em algumas simulações que os valores dos menores erros de diferentes regimes eram próximos entre si. Levantou-se então a hipótese de que se a “malha” dos valores de k modelados fosse mais refinada (Δk menor), os erros tenderiam a convergir para o mesmo valor. Vale lembrar que as simulações originais foram realizadas com $\Delta k = 0,05$. Para tanto, outras simulações foram realizadas considerando uma precisão de Δk até 10^{-3} , com o intuito de verificar a ocorrência ou não da convergência dos erros.

4.5.3.1 Wetland – Sistema 5

Os resultados do wetland (sistema 5) com a faixa normal de k já foram mostrados anteriormente. Porém, após o refinamento desses valores de constante cinética, chegaram-se aos resultados expostos na Tabela 4.16.

TABELA 4.16: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO WETLAND (SISTEMA 5) COM FAIXA MAIS PRECISA DE K

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	62,923	0,7		62,91825	0,709	
FP	62,958	0,55		62,91826	0,536	
FD	62,918	0,65	1	62,91824	0,685	3,1

Observa-se que a tendência realmente é que, na medida em que os valores de k são mais precisos, os menores erros obtidos para os diferentes regimes sejam cada vez mais próximos entre si. Neste caso, para um valor de k com precisão de três casas decimais, a diferença entre os erros foi da ordem de 10^{-5} – ou seja, desprezível. Chamou atenção apenas o aumento no valor do número de dispersão d – passou de 1 para 3,1. Porém, o regime para o qual

ocorreu o menor erro absoluto (FD) não mudou, o que não invalida os resultados obtidos com a faixa “original” de k.

4.5.3.2 Lagoa Aerada – Fase B

Os resultados originais da fase B de operação da Lagoa Aerada (para dados de DQO), assim como os resultados após o refinamento da faixa de k, são mostrados na Tabela 4.17.

TABELA 4.17: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA AERADA (FASE B) COM FAIXA MAIS PRECISA DE K

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	74,675	0,55		74,6334	0,561	
FP	74,688	0,35		74,6336	0,37	
FD	74,634	0,5	1,5	74,6333	0,525	2,9

Assim como para o *wetland*, o resultado apontou para uma convergência do valor do erro com o refinamento do valor de k. Novamente, apesar da diferença entre os dois menores erros ser desprezível no caso da faixa mais refinada de k, o menor erro ocorre para o FD, assim como no caso da faixa original de k.

4.5.3.3 Lagoa Anaeróbia

Os resultados de simulação para a Lagoa Anaeróbia operando com dados de DQO, tanto com a faixa original quanto com a busca por maior precisão nos valores de k, podem ser visualizados na Tabela 4.18.

TABELA 4.18: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA ANAERÓBIA COM FAIXA MAIS PRECISA DE K

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	89,093	0,4		89,04998	0,408	
FP	89,703	0,2		89,05080	0,209	
FD	89,050	0,35	1,9	89,04996	0,362	2,6

Neste caso específico, novamente a tendência foi a mesma e os erros referentes aos três regimes chegaram praticamente até o mesmo valor. Mesmo assim, os menores erros nos dois casos ocorrem para o regime de FD, seguido pelo MC.

Os três sistemas acima (itens 4.6.3.1 a 4.6.3.3) têm em comum o fato de terem sido modeladas com valores constantes de TDH. A ideia seguinte foi então realizar o mesmo processo para alguns dos sistemas que operam com um valor de TDH para cada amostra – dados tabelados e não constantes.

4.5.3.4 UASB

A simulação do UASB com a qual foram usados dados de TDH por amostra gerou os resultados que estão na Tabela 4.19. Pode-se verificar que para a faixa original, os valores dos erros de MC e FD são próximos, enquanto do FP nem tanto. Portanto, buscou-se refinar os valores de k apenas para aqueles regimes, a fim de verificar se havia convergência nos erros com a adoção de valores de k mais precisos no caso de um sistema com TDH variável.

O processo trouxe como benefício ter indicado um valor mais preciso de k e ter mantido o modelo de MC como o de menor erro absoluto. Contudo, isso não fez com que os valores dos erros dos dois regimes (MC e FD) convergissem para o mesmo valor, e a diferença entre eles permaneceu praticamente a mesma – cerca de 0,12.

TABELA 4.19: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO UASB COM FAIXA MAIS PRECISA DE K

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	52,6423	2,65		52,6414	2,644	
FP	55,0338	1,6		-	-	
FD	52,7605	2,5	4	52,7605	2,501	4

Visando confirmar se esta não convergência era realmente devido ao fato do TDH ser variável, buscou-se realizar novas simulações considerando um valor de TDH constante e igual à média dos valores que se tinham (Tabela 4.20) tabelados. Inicialmente, a simulação foi realizada com a faixa “original” de k. Posteriormente, essa faixa foi refinada, assim como foi feito nas situações anteriores.

TABELA 4.20: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO UASB COM TDH MÉDIO = 0,547 DIA

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	56,1756	2,75		56,17543	2,747	
FP	56,2505	1,7		56,17543	1,677	
FD	56,1754	2,6	4	56,17543	2,600	4

Na simulação com a faixa de k original, os erros dos três regimes foram bastante próximos, notadamente entre FD (com d=4) e MC. Numericamente, apesar da diferença ser pequena, pode-se apontar o modelo de FD como o de menor erro.

Quando realizada uma nova simulação, todos os valores dos erros foram numericamente idênticos (até a 5ª casa decimal), não sendo possível indicar nem qual deles seria o menor. Com isso, pode-se concluir que de fato o uso de um TDH constante determina a ocorrência ou não de erros iguais para os três diferentes regimes hidráulicos.

Agora, abstraindo-se dos valores numéricos dos erros e comparando-se os resultados obtidos com o TDH variável com o constante, podem ser feitas

diversas observações. Na simulação original, foi indicado um regime de MC com $k=2,65 \text{ dia}^{-1}$ e, após o refinamento, o valor obtido foi $2,644 \text{ dia}^{-1}$. Já com o uso do TDH médio e faixa de k original, apontou-se para um FD com $d=4$ (tendendo fortemente a MC) e $k=2,6 \text{ dia}^{-1}$. Ou seja, apesar da grande simplificação que é o uso da média do valor de TDH, os resultados apontados foram surpreendentemente similares. No entanto, com a adoção de uma malha mais precisa do valor de k, aparecem valores idênticos para o erro, impossibilitando a conclusão pela ocorrência de um regime hidráulico ou outro e a comparação com os resultados com o TDH variável.

4.5.3.5 Lagoa Facultativa 1

Para a Lagoa Facultativa de Fabreti, dispunha-se apenas de um valor constante de TDH. Com isso, primeiramente foi realizado o refinamento do valor de k para os resultados da simulação original (Tabela 4.21). Em um segundo momento, buscou-se realizar o processo inverso dos casos anteriores: foram gerados valores aleatórios de TDH, próximos ao valor original, visando simular uma possível resposta obtida caso o TDH fosse variável e confirmar as conclusões prévias de que esse seria o fator determinante para a convergência ou não dos valores de erro.

Na simulação original com a faixa original de k, é apontado um regime de FD com $d=0,1$ (forte tendência a FP), sendo o segundo menor EE obtido para o FP. Porém, quando diminuído a “malha” de k, apesar de continuar obtendo o modelo de FD com baixo d, o segundo menor EE aparece para o modelo de MC. Isso pode se dever ao limite inferior dos valores de k simulados – talvez o erro para o FP diminuiria ainda mais para um $k < 0,05 \text{ dia}^{-1}$. De qualquer maneira, houve uma confirmação da convergência dos erros após o refinamento dos valores de k, apesar de ter sido mantida a indicação para o mesmo regime hidráulico.

TABELA 4.21: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 1 COM TDH MÉDIO (13,9 DIA)

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	52,196	0,05		49,8309	0,067	
FP	50,018	0,05		50,0181	0,05	
FD	49,83	0,05	0,1	49,8304	0,05	0,1

TABELA 4.22: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 1 COM TDH VARIÁVEL HIPOTÉTICO

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	53,148	0,1		50,623	0,074	
FP	51,17	0,05		51,092	0,052	
FD	51,278	0,05	0,05	50,665	0,071	4

Com os valores hipotéticos de TDH gerados aleatoriamente na faixa entre 10 e 15 dias, como se fossem para cada amostra, os resultados diferiram significativamente (conforme constam na Tabela 4.22). Se com a faixa de k original foi apontado um FP com $k=0,05 \text{ dia}^{-1}$ como o de menor EE, para a faixa refinada o regime foi o MC com $k=0,074 \text{ dia}^{-1}$.

Analisando as duas simulações realizadas para a faixa original de k (com TDH constante e variável), o uso do tempo constante aponta para um FD tendendo a FP ($d=0,1$), enquanto o uso do tempo variável apontou justamente para o FP. Quanto ao k, ambos indicam um valor de $0,05 \text{ dia}^{-1}$.

Já para a faixa refinada de k, a simulação com TDH constante continuou apontando para um FD tendendo a FP, ao passo em que com tempo variável a situação se inverteu para indicar ocorrência de MC. Ou seja, para TDH variável a simulação realizada com a faixa original de "k" pode induzir a erros na interpretação da simulação, pois apresenta um regime de FP com $k=0,05 \text{ dia}^{-1}$ como o mais adequado sendo que na verdade esta lagoa, quando modelada com uma faixa de valores mais precisos de k, apresenta menor erro para o MC. No entanto, deve-se ressaltar que esses dados são resultado de dados sintéticos de tempo, visando unicamente subsidiar uma análise hipotética.

De início, com a faixa de k original, poder-se-ia inferir que o uso de tempo constante ao invés de variável não tem muita influência nos resultados obtidos (em termos de constante k e regime); porém, refinando-se a simulação, pode-se perceber que houve sim uma diferença (FD tendendo a FP, contra MC) para os dados sintéticos de TDH.

4.5.3.6 Lagoa Facultativa 2

A mesma sistemática adotada para o UASB (item 4.5.3.4) foi usada aqui. Primeiramente, buscou-se refinar os valores de k para a simulação originalmente realizada. Em todos os casos, os parâmetros usados são DBO_T/DBO_F . Como o sistema opera com duas lagoas facultativas idênticas em paralelo, seguem apenas os resultados para aquela que se tem chamado de “Lagoa 1”.

Novamente, observou-se nas Tabelas 4.23 e 4.24 que foi possível chegar a um valor mais preciso de k. Ao mesmo tempo, a geração desse valor mais preciso não resultou em erros idênticos, tendo sido possível apontar o regime hidráulico de menor erro absoluto – MC, assim como na faixa original de k.

TABELA 4.23: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 2 COM FAIXA MAIS PRECISA DE K

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	5,4163	0,3		5,4141	0,297	
FP	9,2196	0,1		-	-	
FD	5,6667	0,25	3,7	5,6306	0,26	4

TABELA 4.24: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DA LAGOA FACULTATIVA 2 COM TDH MÉDIO = 14,183 DIA

Regime	Faixa original de k			Faixa mais precisa de k		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	4,5981	0,3		4,45277	0,278	
FP	5,8061	0,1		-	-	
FD	4,4529	0,2	1,1	4,45273	0,222	2

No caso do FD, além de uma maior precisão do valor de k , resultou também uma mudança no valor de d – passou de 3,7 para 4. Isso demonstra a sensibilidade desse modelo aos dados de entrada, pois ele considera em uma equação as duas constantes k e d , sendo que diversas combinações entre elas podem gerar resultados similares.

Com relação ao EE, a faixa de k mais precisa gerou valores praticamente iguais para os dois regimes (diferença desprezível, de $4 \cdot 10^{-5}$). Ou seja, novamente um valor constante de TDH gerou erros muito próximos; ainda assim, o menor deles ocorreu para o mesmo regime nas duas situações simuladas (variação na precisão do k).

Para esta lagoa, a simulação com uso de um valor médio de TDH apresentou resultados bastante distintos daqueles com dados variáveis a cada amostra. Por exemplo, para a faixa original de k , o modelo apontado com o TDH variável indicou MC e $k=0,3 \text{ dia}^{-1}$ e, com TDH médio, FD ($d=1,1$ – maior tendência a FP) e $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$. Essa diferença permaneceu com o refinamento dos k 's.

4.5.4 Análise do caso do FBAS 1

A simulação realizada anteriormente para o FBAS 1 com faixa de " k " original (0,05 a 5 dia^{-1}) resultou em curvas que parecem não atingir um mínimo "real", visto que no limite superior do eixo " x " elas permanecem em descendente. Isso ocorreu também para o FBAS 2 e para o FBP. Portanto, foram realizadas simulações prospectivas de duas situações hipotéticas para verificar a resposta do reator com outras condições impostas.

4.5.4.1 Ampliação da faixa de k

A primeira das situações buscou ampliar a faixa de k simulada, a fim de verificar se é possível chegar a curvas que atinjam um valor mínimo de erro. O TDH do FBAS 1 era 0,1667 dia, e foram realizadas simulações com o valor de k indo até 15 dia⁻¹.

Porém, por uma limitação do programa computacional desenvolvido, não foi possível aplicar essa nova faixa para o FD. Isso porque pelas características das funções usadas no algoritmo, o maior tamanho possível de vetor é 100, ou seja, apenas 100 valores de “k” tabelados podem ser inseridos – essa é exatamente a quantidade que se obtém em uma faixa de 0,05 a 5 dia⁻¹ com intervalo de 0,05. Portanto, para a simulação de 0,05 até 15 dia⁻¹, foi necessário realizar 3 simulações separadas (0,05 a 5; 5,05 a 10; 10,05 a 15), para depois então compilar os resultados. Disso resulta a impossibilidade de simulação com o FD, pois a cada uma dessas faixas, era apontado um novo valor de “d” diferente a cada faixa. Dessa forma, não era possível nem fazia sentido compilar todos os resultados para o modelo, pois a cada uma das faixas um diferente “d” era obtido.

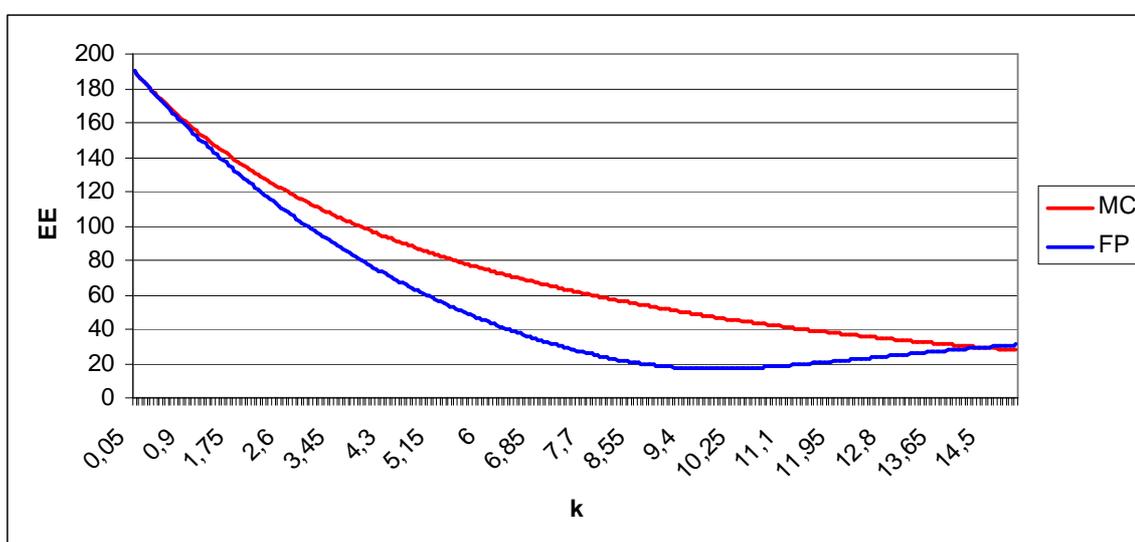
A análise dos resultados expostos na Tabela 4.25 e Gráfico 4.31 permite verificar que, tanto para a DBO quanto para DQO, mesmo ampliando para um valor máximo de $k=15 \text{ dia}^{-1}$, não foi atingido um valor mínimo de erro para o regime de MC. Já para o FP, isso ocorreu – $k=10,9 \text{ dia}^{-1}$ para DBO e $k=9,9 \text{ dia}^{-1}$ para DQO.

Isso permite observar que o formato das curvas originais para o FBAS e FBP (k até $0,05 \text{ dia}^{-1}$) deveu-se a um baixo TDH e uma faixa de k que não foi suficiente para atingir o valor mínimo de EE.

TABELA 4.25: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UMA FAIXA AMPLIADA DE K

Regime	DBO			DQO		
	EE	k (dia ⁻¹)	d	EE	k (dia ⁻¹)	d
MC	14,8888	15		27,9671	15	
FP	9,0191	10,9		16,8237	9,9	
FD	-	-	-	-	-	-

GRÁFICO 4.31: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UMA FAIXA AMPLIADA DE K PARA DQO



4.5.4.2 Aumento do TDH (hipotético)

Outra situação levantada durante a análise dos resultados do FBAS para a faixa de k original e TDH=0,1667 dia, foi se a resposta do sistema mudaria caso o valor fosse maior. Essa relação entre TDH e k já foi explorada anteriormente nesse trabalho – como a eficiência é alta e o TDH era baixo, seria necessário um k muito alto para conseguir modelar o comportamento verificado na realidade. Para tanto, foram realizadas novas simulações para FBAS, com um TDH=2,5 dia e mantendo-se a faixa original de k.

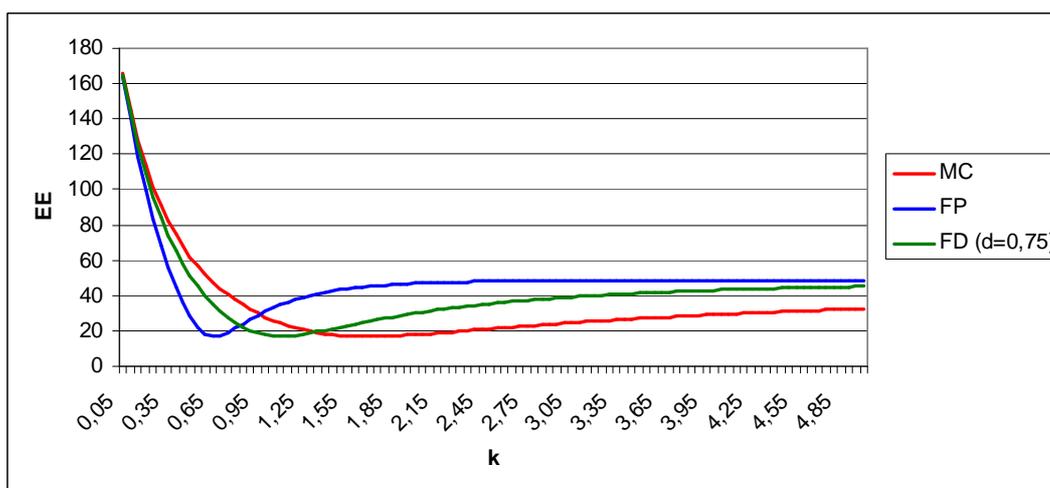
Pelos resultados (Tabela 4.26 e Gráfico 4.32), verifica-se que para todos os regimes, um aumento do TDH de 0,1667 dia para 2,5 dia resultou em curvas similares às dos outros reatores, em que se atinge um erro mínimo para cada regime. O que se pode observar é que os erros mínimos são muito próximos – por ex., para DBO, o FD com $d=1$ (tendendo a FP) e $k=1,35 \text{ dia}^{-1}$ apontou para um erro praticamente idêntico ao do modelo MC, com $k=2,05 \text{ dia}^{-1}$. O mesmo ocorreu para as simulações com dados de DQO.

Analisando-se por faixas, nota-se que, para DBO, o modelo de FP é o que apresenta os erros menores até $k=0,95 \text{ dia}^{-1}$. Em seguida, é o FD ($d=1$), até $k=1,6 \text{ dia}^{-1}$ e, daí em diante, o regime MC. Com dados de DQO, os resultados são: FP para $k=0,05$ a $0,8 \text{ dia}^{-1}$; de $0,85$ a $1,3 \text{ dia}^{-1}$, FD ($d=0,75$); e de $1,35$ a 5 dia^{-1} , MC.

TABELA 4.26: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UM MAIOR TDH

Regime	DBO			DQO		
	EE	$k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	d	EE	$k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	d
MC	9,01891	2,05		16,827	1,7	
FP	9,0675	0,75		16,866	0,65	
FD	9,01889	1,35	1	16,8237	1,1	0,75

GRÁFICO 4.32: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DO FBAS 1 COM UM MAIOR TDH



4.5.5 Sensibilidade dos dados de concentração efluente

Nesta etapa, foi realizada uma análise da sensibilidade para avaliar as diferenças nas respostas obtidas com pequenas variações nas concentrações efluentes, a fim de verificar o quanto pequenos desvios em torno de um regime ideal influenciam na resposta. Os detalhes da metodologia desta etapa encontram-se no item 3.6.

Foram utilizados os dados referentes à lagoa aerada (fase B): concentrações afluentes em termos de DQO e TDH=2,4 dia. Os resultados foram obtidos com o critério estatístico PEE, e são mostrados na Tabela 4.27. Eles mostram que, conforme esperado, o regime apontado como o de menor erro foi MC, e com o $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$, que havia sido utilizado para cálculo das concentrações efluentes. Igualmente, durante quase a totalidade dos valores de k , é esse mesmo regime o que apresenta os menores erros. Cabe notar que o segundo menor erro foi obtido para o FD com um $d=4$, ou seja, com forte tendência a MC, e com $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$, o que é condizente com a situação simulada.

TABELA 4.27: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM VARIAÇÕES NA ENTRADA DE ± 3 A 5% EM RELAÇÃO AO REGIME MC

Regime	DQO		
	EE	k (dia^{-1})	d
MC	0,05199	0,2	
FP	0,06348	0,15	
FD	0,05344	0,2	4

Uma segunda situação testada foi com variações entre ± 5 e 10% na concentração calculada como MC, e os resultados são mostrados na Tabela 4.28. Eles mostram que uma variação de ± 5 a 10% das concentrações efluentes em relação ao que havia sido calculado como regime de MC já foi suficiente para que o regime apontado como de menor erro nas simulações fosse diferente. Ao invés de MC, o menor erro absoluto ocorreu para FD com $d=1,8$ (situação

intermediária entre FP e MC) com $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$ – que foi efetivamente usado para o cálculo das concentrações efluentes. De qualquer maneira, o segundo menor erro foi apontado para MC com $k=0,2 \text{ dia}^{-1}$, e este também foi o regime que resulta nos menores erros na quase totalidade dos valores de k .

TABELA 4.28: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM VARIAÇÕES NA ENTRADA DE ± 5 A 10% EM RELAÇÃO AO REGIME MC

Regime	DQO		
	EE	$k \text{ (dia}^{-1}\text{)}$	d
MC	0,0907	0,2	
FP	0,1070	0,15	
FD	0,0892	0,2	1,8

4.5.6 Simulações hipotéticas com alta concentração afluyente

Conforme já exposto no item 3.7, buscou-se verificar se as respostas de simulações com altas concentrações afluentes seria diferente. Para isso, as concentrações efluentes foram geradas sintética e aleatoriamente, a partir de faixas de eficiência pré-definidas, e com quatro TDHs diferentes.

4.5.6.1 TDH=0,2 dia

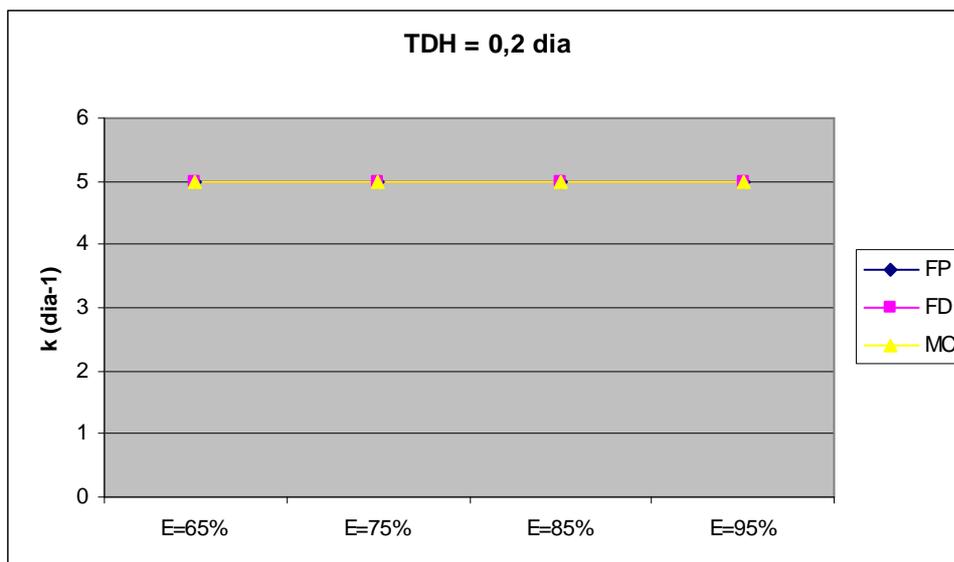
Os resultados das simulações para o TDH de 0,2 dia encontram-se na Tabela 4.29 e no gráfico 4.33. Ocorreu que para todas as eficiências e para todos os regimes, o valor de k encontrado foi 5 dia^{-1} . Esse comportamento é o mesmo que foi verificado para as simulações com o FBP e FBAS, em que a faixa de k adotada não foi capaz de atingir um valor mínimo de erro. Este resultado não surpreende, já que o valor de TDH é muito baixo e a concentração afluyente alta, e portanto o valor de k teria que ser alto para atingir os níveis de eficiência

simulados. Isso fica claro quando se observa a Tabela 4.29, onde se pode ver que os menores erros vão aumentando à medida que se aumenta a eficiência do sistema.

TABELA 4.29: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,2 DIA

Eficiência	Regime	EE	k (dia⁻¹)
65±8%	MC	201,258	5
	FP	62,949	5
	FD (d=0,05)	75,262	5
75±8%	MC	320,533	5
	FP	163,816	5
	FD (d=0,05)	182,776	5
85±8%	MC	441,331	5
	FP	281,962	5
	FD (d=0,05)	301,569	5
95±2%	MC	552,116	5
	FP	390,926	5
	FD (d=0,05)	410,864	5

GRÁFICO 4.33: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,2 DIA.



4.5.6.2 TDH=0,8 dia

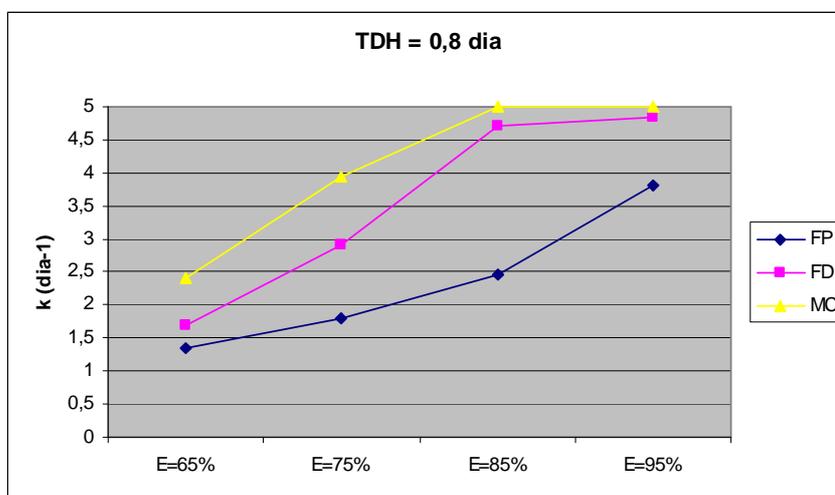
Os resultados para as simulações com TDH=0,8 dia são mostrados na Tabela 4.30 e Gráfico 4.34.

TABELA 4.30: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,8 DIA.

Eficiência	Regime	EE	k (dia⁻¹)
65±8%	MC	53,8311	2,4
	FP	53,8373	1,35
	<i>FD (d=0,35)</i>	<i>53,8056</i>	<i>1,7</i>
75±8%	MC	53,8122	3,95
	FP	54,0465	1,8
	<i>FD (d=0,95)</i>	<i>53,8049</i>	<i>2,9</i>
85±8%	MC	89,786	5
	FP	53,8067	2,45
	<i>FD (d=0,95)</i>	<i>53,8059</i>	<i>4,7</i>
95±2%	MC	186,2781	5
	FP	13,4506	3,8
	<i>FD (d=0,1)</i>	<i>13,4505</i>	<i>4,85</i>

Diferentemente da simulação com o TDH anterior, com um valor de 0,8 dia, foi possível detectar os erros mínimos para a maioria dos regimes e dos casos de eficiência. As exceções ocorreram no regime MC para os casos de eficiências iguais a 85% e 95%, em que foram apontados o valor máximo de k (5 dia⁻¹). Nos outros casos, percebe-se que o valor de k aumenta à medida que se aumenta a eficiência do reator, conforme gráfico 4.32. No caso do FD, ao contrário do que se podia esperar, o valor de “d” não diminuiu consistentemente com o aumento da eficiência, o que faria com que se aproximasse do FP, que é o regime de maior eficiência.

GRÁFICO 4.34: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=0,8 DIA.



Uma característica das respostas obtidas foi que os dois ou três menores valores de erro, em todas as faixas de eficiência, eram muito próximos. Chamou atenção o resultado dos valores de erro para E=95%. Enquanto para as outras eficiências eles giravam em torno de 53 (exceto MC com E=85%), neste caso ele diminuiu para cerca de 13 para os regimes FP e FD, e aumentou para 186 para o MC. A diminuição do erro para os modelos FP e FD pode ser explicada pela menor variação dos valores de concentração efluente que foram geradas. Como a eficiência simulada é muito alta (95%), não seria factível calcular sua variação com $\pm 8\%$, pois seriam atingidos valores inclusive maiores que 100% de eficiência. Portanto, a faixa de eficiência que se usou para calcular os valores efluentes foi de $95 \pm 2\%$. Essa menor variação (2% ao invés de 8%) pode ter sido responsável pelos menores valores de erro. Já o alto erro para o MC decorre da incapacidade deste regime atingir níveis de eficiência para esses valores de k simulados. Este fato também foi observado nas simulações seguintes.

Os resultados observados na Tabela 4.30 e no gráfico 4.32 mostram que os valores de k são sempre maiores para MC, seguidos pelo FD e FP. Isto é coerente com a teoria, para a qual o regime de MC requer constantes cinéticas

maiores para atingir um mesmo nível de eficiência quem um FP, por exemplo, para um mesmo TDH. Esta sequência de valores ($k_{MC} > k_{FD} > k_{FP}$) será observada para todos os casos seguintes.

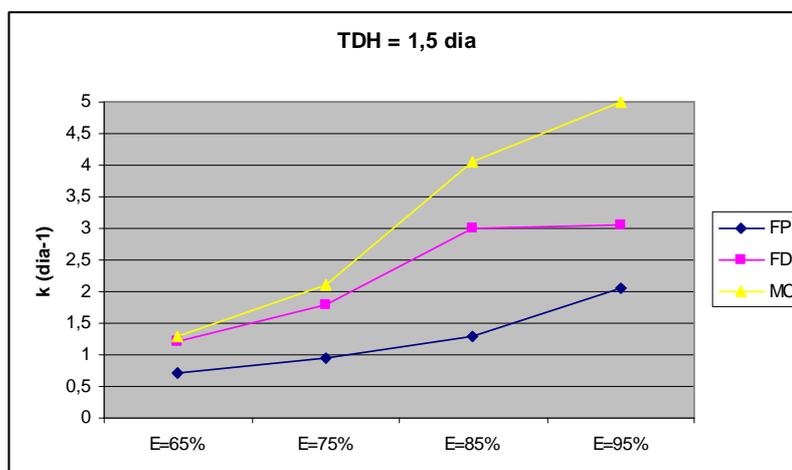
4.5.6.3 TDH=1,5 dia

Conforme pode ser observado na Tabela 4.31 e no Gráfico 4.35, dentre todas as simulações conduzidas para o TDH de 1,5 dia, houve uma única situação em que a faixa de k não foi suficiente para que se chegasse a um menor erro – para MC com eficiência de 95%. No restante, permanecem válidas as mesmas conclusões da situação anterior: nota-se um aumento de k com o aumento da eficiência, e para cada situação, os dois menores erros apresentam valores muito próximos. Acredita-se que, se fossem realizadas novas simulações com valores de k mais precisos, seriam obtidos valores idênticos de erro, decorrentes do TDH constante adotado, assim como verificado para alguns reatores no item 4.5.3. Neste caso, foi verificado também que “ d ” diminui com o aumento da eficiência do reator.

TABELA 4.31: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=1,5 DIA.

Eficiência	Regime	EE	k (dia⁻¹)
65±8%	MC	53,8682	1,3
	FP	54,8742	0,7
	<i>FD (d=3,9)</i>	<i>53,8060</i>	<i>1,2</i>
75±8%	MC	53,8053	2,1
	FP	53,8099	0,95
	<i>FD (d=2,6)</i>	<i>53,8049</i>	<i>1,8</i>
85±8%	MC	53,8067	4,05
	FP	53,8247	1,3
	<i>FD (d=2,1)</i>	<i>53,8059</i>	<i>3</i>
95±2%	MC	86,3316	5
	FP	13,5895	2,05
	<i>FD (d=0,2)</i>	<i>13,4505</i>	<i>3,05</i>

GRÁFICO 4.35: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=1,5 DIA.



4.5.6.4 TDH=13 dia

Nesta situação, dado que o valor de TDH é muito alto, fica nítida a menor magnitude dos valores de k resultantes em todas as situações de eficiência em relação aos TDHs anteriores. Ficou claro também o aumento brusco que se tem dos valores de k quando se passa de uma eficiência de 85% para 95%, aproximando-se de um aumento exponencial no caso de MC. Esses resultados constam na Tabela 4.32 e estão ilustrados no Gráfico 4.36.

TABELA 4.32: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=13 DIA.

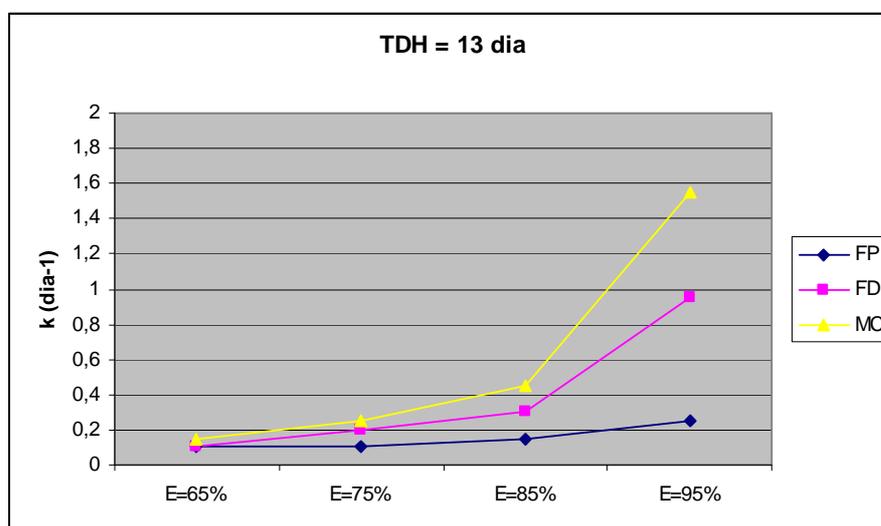
Eficiência	Regime	EE	k (dia ⁻¹)
65±8%	MC	53,8682	0,15
	FP	99,5026	0,1
	FD (d=0,25)	53,8061	0,1
75±8%	MC	54,2711	0,25
	FP	66,0748	0,1
	FD (d=1,9)	53,8099	0,2

CONTINUA

TABELA 4.32: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=13 DIA. (CONCLUSÃO)

Eficiência	Regime	EE	k (dia ⁻¹)
85±8%	MC	54,1344	0,45
	FP	53,825	0,15
	FD (d=1,1)	53,8066	0,3
95±2%	MC	13,4641	1,55
	FP	17,3691	0,25
	FD (d=3,7)	13,4505	0,95

GRÁFICO 4.36: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES AFLUENTES E TDH=13 DIA.



O gráfico 4.37 mostra que os erros obtidos para os casos 2, 3 e 4 foram próximos entre si para cada um dos valores de eficiência simulados. Fica claro também, conforme já salientado anteriormente, os menores valores de erro obtidos para a eficiência de 95%, decorrente da menor amplitude de valores de concentrações ($\pm 2\%$, enquanto para as outras eficiências foi de $\pm 8\%$). O caso 1 foi aquele para o qual foi obtido um $k=5 \text{ dia}^{-1}$ para todas as eficiências, mostrando que o TDH era muito baixo para ser capaz de simular as concentrações efluentes em questão. Desta forma, aumento do erro à medida que a eficiência aumenta.

Foram também plotados gráficos, para todas as eficiências, que mostram o comportamento da constante k com o aumento do TDH. Observou-se claramente a diminuição de k com o aumento do TDH em todos os casos. De forma a ilustrar isso, são apresentados aqui os Gráficos 4.38 e 4.39, relativos às eficiências de 65% e 85%.

GRÁFICO 4.37: COMPARATIVO DOS RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM ALTAS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES PARA DIFERENTES TDHs E EFICIÊNCIAS

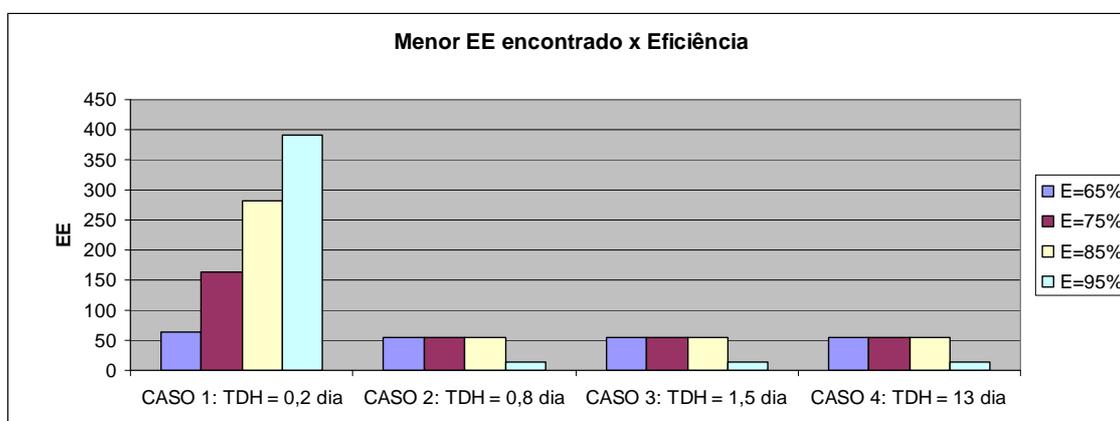


GRÁFICO 4.38: VARIAÇÃO DOS VALORES DE k PARA DIVERSOS TDHs E EFICIÊNCIA DE 65%.

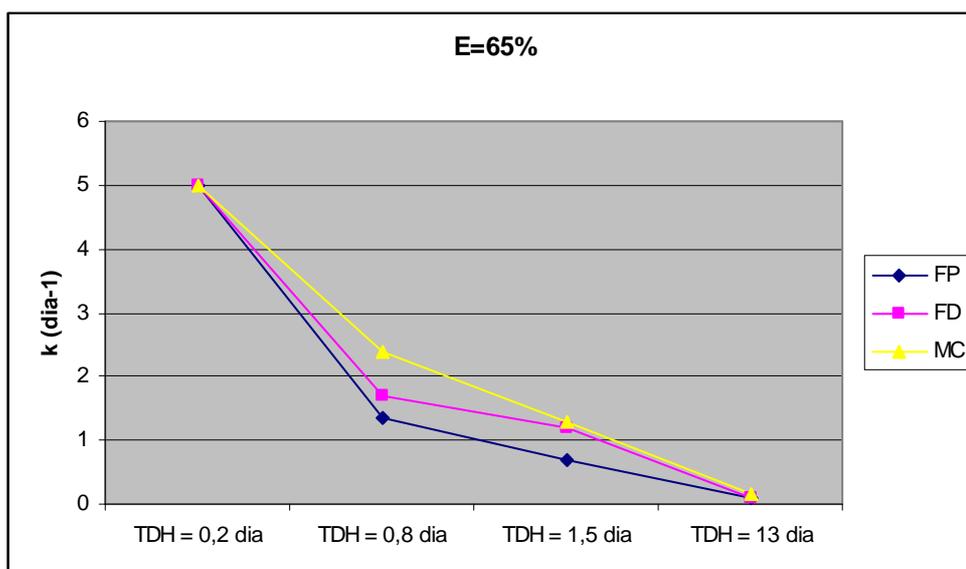
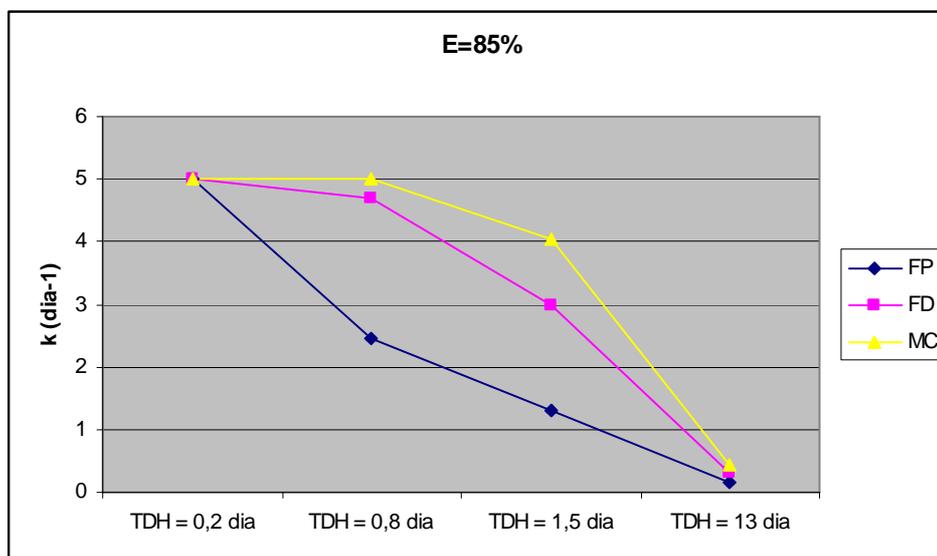


GRÁFICO 4.39: VARIAÇÃO DOS VALORES DE K PARA DIVERSOS TDHs E EFICIÊNCIA DE 85%.



4.6 Comparação dos resultados das simulações com os coletados em bibliografia

A partir da revisão bibliográfica, foi possível levantar uma grande quantidade de dados a respeito de regimes hidráulicos e constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica dos tipos de reatores analisados neste estudo. São particularmente numerosos os dados a respeito de lagoas facultativas. Para outros sistemas, como FBP e FBAS, foram encontrados poucos dados. Vários autores apontam apenas o regime hidráulico que seria mais adequado a determinado reator, mas não a constante cinética, enquanto outros fazem o contrário – indicam um valor de k sem informar claramente qual o regime. Todos esses dados foram sumarizados e estão no Apêndice 5.

A partir da compilação de todos esses dados, foi possível comparar os valores das constantes apontadas por outros autores com aqueles obtidos através dos menores erros das simulações matemáticas – expostos nas sessões anteriores deste trabalho. Além disso, foi verificado se os valores de k indicados

nos outros trabalhos estavam dentro das faixas previstas para cada regime, de acordo com os resultados previamente mostrados no Apêndice 3.

Contudo, toda a análise que segue e as comparações estabelecidas em tal apêndice devem levar em consideração as características dos reatores que foram objetos de análise para cada estudo (tipo de efluente que é tratado, relações de forma, carga orgânica aplicada, TDH, etc.), bem como as características ambientais sob a qual operaram (temperatura, precipitação, etc.)

É possível notar que a grande maioria dos estudos sobre lagoas facultativas aponta o regime de mistura completa. De fato, como já comentado, este foi o modelo que resultou nos menores erros para a quase totalidade da faixa de k avaliada. O resultado de menor erro para a lagoa de Ellis e Rodrigues ocorreu para MC e $k=0,3 \text{ dia}^{-1}$ e pelo menos outros cinco estudos apontaram valores iguais ou próximos a este. No próprio estudo de Ellis e Rodrigues (1993), foram calculados k 's com a equação do regime MC e, para DBO filtrada foi obtido um valor de $0,482 \text{ dia}^{-1}$.

Seis dos estudos que assumiram MC apontaram valores de k que se situaram dentro da faixa apontada para este regime hidráulico pelas simulações matemáticas – a partir dos dados de Ellis e Rodrigues (1993) e Fabreti (2003). Outros cinco estudos indicaram valores de k dentro da faixa de MC resultante das simulações apenas com os dados de Fabreti.

Dos dados de literatura que adotaram FP, apenas um dos valores de k se aproximou do resultado de Fabreti para o mesmo regime ($0,03 \text{ dia}^{-1}$). Por outro lado, os valores para quatro dos sete estudos que indicaram FP estavam dentro da faixa prevista pelas simulações matemáticas para este regime.

Dentre os dados de literatura sobre lagoas anaeróbias, nenhum dos valores de k é igual ou próximo àquele resultante das simulações – eles eram significativamente maiores. Conforme já exposto anteriormente, no item 4.5, valores de k e eficiência abaixo do esperado podem estar relacionados à existência de curtos-circuitos ou volumes mortos no reator. Mesmo assim, para o MC, os dados de k obtidos em literatura situam-se dentro da faixa de valores indicados como os que geram os menores erros pela simulação matemática. O

mesmo não ocorreu para o FP. Com relação aos números de dispersão calculados por Rocha (2005) (autor que analisou a cinética de lagoas anaeróbias para o parâmetro DBO) e expostos no Apêndice 5, os dois valores encontrados – 1,6 e 0,91 – são significativamente menores que aquele apontado na simulação com dados de DBO ($d=4$). Vale ressaltar a diferença nos métodos de obtenção desses valores: através de cálculo pela equação de Yanez (eq. 30), que considera a razão L/W (Rocha, 2005), e simulações matemáticas a partir de dados reais de operação (este estudo).

Para o reator UASB, os estudos considerados na Tabela não apontaram para valores de k , mas apenas regimes hidráulicos mais adequados. Tais resultados se dividiram nas conclusões: dois estudos apontaram para MC e dois para FP, todos eles obtidos de testes com traçador. Comparando o resultado obtido pela simulação com dados de Busato (2004) com aquele apontado por Norman e Frostel (1987 *apud* AISSE, 1987), percebe-se certa coerência, pois estes autores afirmaram que o regime de MC ocorre para cargas maiores que 1 kg DQO/m³.dia e o UASB considerado na simulação matemática operou de acordo com regime de MC e com cargas próximas a esse valor. Por outro lado, o MC indicado por Carvalho *et al.* (2008) é resultado de uma das fases do estudo em que a vazão afluyente ao reator não variou, ao contrário do caso do UASB considerado para a simulação matemática deste estudo.

O FBP e o FBAS são reatores para os quais não se obtiveram dados de k em literatura. No caso do FBP, foi encontrada apenas uma indicação de ocorrência de FP, coerente com o obtido pelas simulações matemáticas. Já para o FBAS, a indicação foi de ocorrência de FD, porém, a simulação resultou em FP para toda a faixa de k avaliada.

Para o filtro anaeróbio, a maioria das referências aponta para o regime de MC, o mesmo que resultou das simulações com dados de DQO. A maior parte da faixa de k simulada resultou em menores erros quando simulada com um regime de MC ($k > 0,50 \text{ dia}^{-1}$). Com dados de DBO, o regime seria FD com $d=0,4$ (tendendo a FP). Os outros estudos que indicaram valores de k para este tipo de reator utilizaram-se dos mesmos dados de origem deste trabalho – o da ETE

estudada por Busato (2006). Desta maneira, é natural que as constantes cinéticas resultantes sejam bastante próximas, como pode ser observado na Tabela do Apêndice 5.

A maior parte dos estudos analisados apontou para o fluxo pistão como o regime de maior ajuste aos wetlands, diferente dos resultados com simulação matemática, que apontaram em sua maioria para o FD. O estudo de Sezerino (2006) apontou para um $k=0,8 \text{ dia}^{-1}$ para DBO, valor este que não pode ser comparado aos obtidos neste trabalho, que se basearam em dados de DQO. O outro valor de k (para o regime FP), do estudo de Reed *et al.* (1995 *apud* KAYOMBO, 2005), não explicitou para qual parâmetro isso ocorreu. Mesmo assim, caso seja para DQO, este valor não estaria dentro da faixa apontada como FP pelas simulações matemáticas.

Para lagoa aerada (completamente misturada), apenas dois dos dez valores de k obtidos em literatura estão próximos daqueles obtidos pelas simulações matemáticas (fase C, em que a lagoa operou com TDH=1,4 dia), sendo a maioria deles significativamente maior. Porém, essas comparações devem ser feitas com cautela, visto que boa parte dos dados obtidos na literatura diz respeito a constantes cinéticas para DBO solúvel, enquanto as simulações matemáticas foram realizadas para dados de DBO total. Segundo Jordão e Pessoa (2005), as eficiências para lagoa aerada em termos de DBO solúvel estão na faixa entre 90 e 95% e em termos de DBO total, entre 60 e 70%. Posto que as eficiências são maiores para DBO solúvel, é possível inferir que as constantes cinéticas também o serão, como de fato mostrou a comparação dos dados da Tabela com os das simulações.

Por outro lado, grande parte dos valores de literatura, quando comparado com as faixas de cada regime apontadas por este estudo, situou-se efetivamente dentro da faixa para a qual o MC é o regime que gera os menores erros; alguns inclusive apresentaram valores maiores que $k=5 \text{ dia}^{-1}$, limite superior adotado para as simulações matemáticas.

4.7 Aplicação dos parâmetros obtidos para dimensionamento e comparação com outros métodos

Na sequência do trabalho, foram considerados os resultados das simulações matemáticas para a proposição de modelos para dimensionamento de alguns reatores. Em seguida, foram realizados os cálculos de dimensionamento de reatores hipotéticos utilizando esses modelos propostos e outros métodos previstos em literatura.

Os modelos propostos foram elaborados após a obtenção dos regimes hidráulicos e constantes de remoção de substrato pelas simulações matemáticas. Foram selecionados os sistemas lagoa facultativa 2 (de Ellis e Rodrigues), lagoa aerada (fase B) e reator UASB, buscando-se com isso representar sistemas onde ocorre degradação de matéria orgânica facultativa, aeróbia e anaeróbia, respectivamente.

As características dos modelos propostos e suas premissas de validade encontram-se no Quadro 4.1. Durante os cálculos de dimensionamento dos reatores hipotéticos, foi tomado o cuidado para que os valores adotados de concentrações afluentes (DBO e DQO) e eficiência fossem referenciados em literatura e, acima de tudo, respeitassem as condições para as quais foram obtidos os regimes e constantes cinéticas das simulações.

QUADRO 4.1: MODELOS DE DIMENSIONAMENTO PROPOSTOS

		Lagoa facultativa	Lagoa aerada (Fase B)	UASB
DBO	Regime	Mistura Completa	Fluxo Disperso (d=0,95)	Mistura Completa
	Equação	$t = \left(\frac{1}{k}\right) \left[\left(\frac{C_0}{C}\right) - 1 \right]$	Eq. 16	$t = \left(\frac{1}{k}\right) \left[\left(\frac{C_0}{C}\right) - 1 \right]$
	Constante k	0,3 dia ⁻¹	0,4 dia ⁻¹	3,8 dia ⁻¹
	Cargas afluentes	76,08 - 178,54 kg DBO/dia	2,73 - 6,19 kg DBO/dia	39,8 - 162,9 kg DBO/dia

CONTINUA

QUADRO 4.1: MODELOS DE DIMENSIONAMENTO PROPOSTOS (CONCLUSÃO)

		Lagoa facultativa	Lagoa aerada (Fase B)	UASB
DQO	Regime	-	Fluxo Disperso (d=1,5)	Mistura Completa
	Equação	-	Eq. 16	$t = \left(\frac{1}{k}\right) \left[\left(\frac{C}{C_0}\right) - 1 \right]$
	Constante k	-	0,5 dia ⁻¹	2,65 dia ⁻¹
	Cargas afluentes	-	7,33 - 22,41 kg DQO/dia	189,9 - 399,5 Kg DQO/dia
Faixa de Temperatura		26,6 – 31,1°C	25,1 – 30,8 °C	16,4 – 23,8 °C

4.7.1. Lagoa Facultativa

A concentração afluyente (em termos de DBO total) considerada para a lagoa facultativa foi de 90 mg/l, valor este que foi obtido considerando que o esgoto era proveniente de uma lagoa anaeróbia. Considerou-se que este reator, por sua vez, recebia esgoto com 200 mg/l de DBO, e tinha uma eficiência de 55% (JORDÃO; PESSOA, 2005). A concentração afluyente de 90mg/l mostra-se consistente com o que foi observado na lagoa estudada por Ellis e Rodrigues (1993). Esses e outros dados a respeito do modelo proposto de dimensionamento são mostrados no Quadro 4.2.

O método de literatura adotado para o dimensionamento da lagoa facultativa é o de Mara (1972 *apud* JORDÃO; PESSOA, 2005), que considera a temperatura do ar para determinação da TAS máxima que pode ser recebida pela unidade. No entanto, o TDH resultante através deste método foi muito inferior ao que é normalmente recomendado para esse tipo de lagoa. Portanto, os cálculos tiveram que ser refeitos, impondo-se um TDH mínimo; os detalhes dos procedimentos encontram-se no Apêndice 6, e os resultados estão no Quadro 4.3.

QUADRO 4.2: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA

		Lagoa facultativa
Modelo proposto	Regime	Mistura Completa
	Equação	$t = \left(\frac{1}{k}\right) \cdot \left[\left(\frac{C_0}{C}\right) - 1\right]$
	Constante k	0,3 dia ⁻¹
Considerações	Concentração DBO afluente (C₀)	90 mg/l
	Eficiência requerida	75%
	Concentração DBO efluente (C)	22,5 mg/L (DBOf)
	Q média	1.302,2 m ³ /dia
Resultados	TDH – calculado	10,00 dias
	Volume – calculado	13.021,58 m ³

QUADRO 4.3: DIMENSIONAMENTO DA LAGOA FACULTATIVA POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR

Método: Mara (1972 apud Jordão e Pessoa, 2005)			
	Parâmetro	Valores	Obs.
Considerações	Temperatura esgoto (Te)	26°C	
	Q média	1.300 m ³ /dia	
	Concentração DBO afluente (C₀)	90 mg/l	
	TDH imposta	17 dias	TDH mínima requerida segundo Jordão e Pessoa (2005)
Resultados	Volume	22.136,7 m ³	V = Q.TDH
	Área da lagoa	1,107 ha	A = V/h

QUADRO 4.4: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA LAGOA FACULTATIVA

	Reator original – Ellis e Rodrigues (1993)	Modelo proposto	Método literatura – Mara (1972 apud JORDÃO; PESSOA, 2005)
Área	0,88 ha	0,65 ha	1,107 ha
Volume	17.600 m ³ *	13.021,58 m ³	22.136,7 m ³

* Valor calculado supondo h=2m, pois o volume do reator não foi explicitado no estudo.

Pelo Quadro 4.4, em que se comparam os resultados dos diferentes métodos, percebe-se que o volume obtido pelo de Mara (1972 *apud* Jordão e Pessoa, 2005) foi quase o dobro do valor do modelo proposto, e também significativamente maior que o do reator original.

4.7.2 Lagoa Aerada

Para a elaboração do modelo proposto a partir das simulações matemáticas, foram considerados os dados e resultados da lagoa aerada com TDH=2,4 dia (Fase B), explicitados no Quadro 4.5.

O dimensionamento com outro método foi realizado conforme o recomendado por Jordão e Pessoa (2005), cujos detalhes e resultado encontram-se no Quadro 4.6.

QUADRO 4.5: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DA LAGOA AERADA

		Lagoa Aerada DBO	Lagoa Aerada DQO
Modelo proposto	Regime	Fluxo Disperso (d=0,95)	Fluxo Disperso (d=1,5)
	Equação *	$C = \frac{C_0 \cdot (1 + a^2) \cdot e^{\frac{a}{2 \cdot d}} - (1 - a)^2 \cdot e^{-\frac{a}{2 \cdot d}}}{[(1 + a^2) \cdot e^{\frac{a}{2 \cdot d}} - (1 - a)^2 \cdot e^{-\frac{a}{2 \cdot d}}]^{-1}}$	
	Constante k	0,4 dia ⁻¹	0,5 dia ⁻¹
Considerações	Concentração afluente (C₀)	200 mg/l	450 mg/l
	Eficiência	65%	55%
	Concentração efluente (C)	70 mg/l	202,5 mg/l
Resultados	Q média	26 m ³ /dia	26 m ³ /dia
	TDH – calculado	3,79 dias	2,21 dias
	Volume – calculado	98,59 m ³	57,35 m ³

* A solução da equação da equação do FD, por não ser possível isolar o valor de t, foi realizada com auxílio de método iterativo (ferramenta “Atingir meta” do MS Excel®).

QUADRO 4.6: DIMENSIONAMENTO DA LAGOA AERADA POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR

Método: Jordão e Pessoa (2005)			
	Parâmetro	Valores	Obs.
Considerações	H adotada	4,5 m	<i>Para aeração com ar difuso</i>
	TDH adotado	3 dias	<i>Entre 3 e 4 dias</i>
	Q média	26 m ³ /dia	
Resultados	Volume (calculado)	78 m ³	V = Q.TDH
	Área (calculada)	17,33 m ²	A=Q/H

QUADRO 4.7: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA LAGOA AERADA

	Reator original – Matos (2005)	Modelo proposto	Método literatura – Jordão e Pessoa (2005)
Volume	62 m ³	98,59 m ³ (DBO) 57,35 m ³ (DQO)	78 m ³

Nota-se na comparação estabelecida no Quadro 4.7 uma grande diferença entre os volumes projetados com dados de DBO e DQO para o modelo proposto. As causas são uma menor eficiência requerida de remoção de DQO aliado a um maior valor de k do modelo. Apesar do valor de d ser também maior no caso da DQO (aproximando-se mais do regime de MC), a diferença é muito pequena para se contrapor aos outros dois fatores. Como resultado, o TDH requerido para a remoção da DBO é maior, originando um volume de reator maior. É importante observar, no entanto, que ainda não são muito frequentes os métodos encontrados em literatura que se utilizam do parâmetro DQO para o dimensionamento de lagoas e outros reatores – apesar de haver uma tendência atual para sua adoção em substituição à DBO, de acordo com Soares e Bernardes (2001^b).

Resultando em um volume de 78 m³, o dimensionamento feito de acordo com Jordão e Pessoa (2005) apresentou um valor intermediário entre os dois

obtidos para o modelo proposto e um pouco maior que o volume original do reator de Matos (2005).

Portanto, neste caso, o dimensionamento da lagoa aerada realizado de acordo com o modelo proposto para os dados de DBO seria aquele que requereria maiores recursos materiais e financeiros para construção dentre os avaliados.

4.7.3 UASB

Seguem nos Quadros 4.8 e 4.9 os resultados dos dimensionamentos realizados para o reator UASB de acordo com o modelo proposto e com o recomendado por outro autor, respectivamente.

QUADRO 4.8: MODELO PROPOSTO E RESULTADOS DO DIMENSIONAMENTO DO UASB

		UASB - DBO	UASB - DQO
Modelo proposto	Regime	Mistura Completa	
	Equação	$t = \left(\frac{1}{k}\right) \left[\left(\frac{C_0}{C}\right) - 1 \right]$	
	Constante k	3,8 dia ⁻¹	2,65 dia ⁻¹
Considerações	Concentração afluente (C₀)	200 mg/l	550 mg/l
	Eficiência	70%	65%
	Concentração efluente (C)	60 mg/l	192,5 mg/l
	Q média	576,07 m ³ /dia	576,07 m ³ /dia
Resultados	TDH – calculado	0,61 dias	0,70 dias
	Volume – calculado	353,73 m ³	403,72 m ³

Pode-se observar, no Quadro 4.10, que o volume calculado pelo método de Leme (2008) foi o que mais se aproximou do volume do reator original estudado por Busato (2004) – a diferença entre eles foi de cerca de 10%. Apesar

disso, há uma diferença no formato dos reatores: o original é tronco-cônico, enquanto o dimensionado é de formato prismático.

Já os obtidos pelos modelos propostos (para DBO e DQO) foram significativamente superiores, principalmente para a DQO, resultante do menor valor da constante cinética ($2,65 \text{ dia}^{-1}$ contra $3,8 \text{ dia}^{-1}$), apesar da sua menor eficiência de remoção.

QUADRO 4.9: DIMENSIONAMENTO DO UASB POR MÉTODO DE OUTRO AUTOR

		Método: Leme (2008)		
		Parâmetro	Valores	Obs.
Considerações	Q média		576,07 m ³ /dia	
	TDH		10 h	
Resultados	Área decantador		51 m ²	
	Volume decantador		38,25 m ³	
	Área reator		53,52 m ²	
	Volume reator		240,83 m ³	
	Volume total		279,08 m ³	

QUADRO 4.10: COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIMENSIONAMENTOS E O REATOR ORIGINAL PARA O UASB

	Reator original – Busato (2004)	Modelo proposto	Método literatura – Leme (2008)
Volume	300 m ³	353,7 m ³ (DBO) 403,7m ³ (DQO)	279,08 m ³

5. CONCLUSÃO

O presente estudo trabalho buscou contribuir para a discussão da potencialidade do uso de simulações matemáticas na definição de regime hidráulico e constantes cinéticas de degradação de matéria orgânica em reatores de tratamento de esgoto sanitário.

Ao longo do trabalho, foi realizada uma grande diversidade de simulações, e o fato de ter sido desenvolvido um programa computacional para isso foi fundamental, pois otimizou o tempo requerido para realizar a rotina de cálculos.

Foram simulados os dados de operação de dez reatores de tratamento de esgotos sanitários, e devido ao grande volume de resultados gerados, nem todos eles serão abordadas neste capítulo. Após a etapa das simulações, realizaram-se, conforme se havia proposto como objetivos específicos, análises comparativas entre os resultados, análises de sensibilidade das simulações, comparações com os resultados obtidos por outros autores e, finalmente, dimensionamento de reatores hipotéticos utilizando-se os resultados obtidos via simulação.

1. Conclusões das simulações prospectivas

Os resultados obtidos para as tipologias de reator apresentadas no trabalho devem levar em consideração as condições operacionais e ambientais para as quais foram geradas. Os resultados da análise dos reatores, de maneira geral, mostraram a importância de se analisar o fator k considerando sempre o regime hidráulico para o qual foi determinado, assim como o TDH e a eficiência do reator à qual está associado.

As simulações utilizando os critérios estatísticos EE e PEE apresentaram os mesmos resultados em termos de regime e k , portanto, para as aplicações desenvolvidas neste trabalho, é indiferente a adoção de um ou outro.

Os reatores FBP e FBAS estudados, todos eles em escala piloto, apresentaram resultados semelhantes: as curvas de erro não atingiram um valor mínimo na faixa de k simulada, para qualquer das condições operacionais ou parâmetros considerados. Essa resposta dos filtros tem origem nos baixos valores de TDH associados a taxas satisfatórias de eficiência, de forma que o valor de k deveria ser maior que 5 dia^{-1} para simular mais realisticamente o comportamento desses reatores. No entanto, ainda deve ser explorado se as razões que levaram a isso são realmente de ordem hidráulica ou se são decorrentes dos baixos TDHs.

A relação entre k e TDH também ficou clara para as simulações da lagoa aerada, visto que, à medida que diminuiu o TDH, o k aumentou correspondentemente. Além disso, também aumentou a faixa de valores de k que apontou para o regime FP. Ou seja, foi verificada uma relação entre um menor TDH na lagoa aerada e uma maior probabilidade de ocorrência de um escoamento pistonado.

Foram analisadas duas lagoas facultativas, e ambas funcionaram de acordo com o regime de MC, assim como indicado pela maior parte dos outros estudos considerados na revisão bibliográfica. A constante k para a lagoa Ellis e Rodrigues foi de $0,3 \text{ dia}^{-1}$, e diversos estudos apontaram constantes iguais ou próximas a esta.

Para os wetlands operando com TDH de 1 dia, não foi possível estabelecer uma relação entre formato do leito e resultados de regime hidráulico ou k . Já com TDH de 5 dias, verificou-se que os leitos retangulares resultaram em maiores valores de k , conforme esperado, mas também maiores números de dispersão. Essa relação de formato não pôde ser feita para TDH = 1 dia, pois é possível que para um menor TDH não haja tempo suficiente para o surgimento de diferenças significativas de comportamento entre leitos quadrados e retangulares.

À exceção do UASB, todos os k 's obtidos para DQO foram iguais ou maiores que para DBO. No entanto, não se pode concluir diretamente que as

eficiências para DQO são maiores, pois a constante cinética tem sempre que ser analisada em conjunto com o regime hidráulico e número de dispersão.

Duas das tipologias de reatores dos quais resultaram os maiores valores de k são anaeróbios – UASB e alguns dos wetlands. Isso provavelmente pode ser atribuído a uma combinação entre um TDH relativamente baixo (quando comparado com as lagoas facultativas, por exemplo) e eficiência satisfatória de remoção. Pode-se concluir com isso que, para os reatores estudados, os resultados estiveram muito mais relacionados aos fatores carga orgânica aplicada, eficiência, magnitude do TDH e escala do sistema do que diretamente com o tipo de biodegradação aeróbia ou anaeróbia.

2. Conclusões das análises de sensibilidade das simulações

- Para as situações analisadas, o uso de valores decimais ou inteiros de concentrações (afluente e efluente) nas simulações não influenciou os resultados de nenhuma maneira – os regimes e k 's obtidos foram idênticos.

- Com relação às simulações realizadas adotando as médias mensais em vez dos dados diários (UASB e Filtro Anaeróbio), não foram verificadas diferenças significativas – o mesmo regime foi apontado e os valores de k diferiram entre $0,05 \text{ dia}^{-1}$ e $0,1 \text{ dia}^{-1}$.

- Observou-se que na medida em que foi refinado o valor de k para um valor mais preciso (até 3 casas decimais), no caso dos reatores operando com TDH constante, os erros convergiram para valores praticamente idênticos (diferenças da ordem de 10^{-4} ou 10^{-5}). Contudo, por menor que fossem as diferenças, os menores erros continuavam sendo indicados para os mesmos regimes hidráulicos obtidos nas simulações originais. Para os reatores que operavam com TDH variável, os erros não convergiram para valores idênticos.

- Para o reator UASB, o uso de TDH médio e uma faixa menos precisa de k forneceu uma boa aproximação do comportamento que se obteve com um maior refinamento dos dados. A adoção de um TDH constante, portanto, não impede que as simulações dêem boas indicações sobre o regime e valor de k .

- No caso do FBAS de Barbosa, que não havia originalmente atingido erros mínimos, observou-se que isso não teria ocorrido se o TDH fosse maior (2,5 dia), por exemplo. Caso a faixa de simulação fosse maior (até 15 dia⁻¹), o erro mínimo seria atingido para o regime FP, mas não para MC.

- Foi avaliado o quanto pequenos desvios nas concentrações efluentes calculadas para a lagoa aerada sob um regime ideal (MC) influenciaram nos resultados. Para variações entre ± 3 a 5%, foi apontado o mesmo regime e constante de projeto. Entre ± 5 a 10%, o menor erro ocorreu para a mesma constante k, mas para um regime FD ($d=1,8$), ao invés do MC.

- As simulações com dados gerados sinteticamente de altas concentrações afluentes de matéria orgânica não demonstraram diferença nas respostas obtidas em relação aos tipos de respostas obtidas para os reatores estudados. Verificou-se um aumento de k à medida que se consideraram maiores eficiências no reator hipotético, como esperado, enquanto para o número de dispersão (para o regime FD) não houve uma diminuição consistente em todos os casos. Também ficou clara a diminuição do valor de k com o aumento do TDH, explicitando novamente a relação entre esses parâmetros. Em todos os casos, o regime apontado foi o FD.

A partir dos resultados das simulações matemáticas, foram estabelecidos modelos de dimensionamento para os reatores lagoa facultativa (com os dados de Ellis e Rodrigues), UASB e lagoa aerada (fase B).

O dimensionamento da lagoa facultativa com o modelo proposto gerou um volume bastante inferior ao reator original, possivelmente devido ao baixo TDH resultante desse modelo (cerca de dez dias). Para a lagoa aerada, o modelo proposto para dados de DBO resultou em um volume cerca de 50% superior ao reator original, enquanto para a DQO foi cerca de 10% inferior. No caso do UASB, o volume obtido a partir do modelo para DBO foi quase 20% superior ao reator original e para DQO foi cerca de 35% superior.

Em suma, pôde-se concluir que a abordagem das simulações matemáticas prospectivas se apresenta como uma boa alternativa para obtenção de regimes hidráulicos e constantes cinéticas. A obtenção dessas informações

tem grande importância quando do dimensionamento de reatores por meio das equações dos regimes hidráulicos, ou quando da estimativa de sua eficiência. Para tanto, seria ideal que as constantes cinéticas e regimes hidráulicos adotadas tivessem base em estudos realizados em condições operacionais e ambientais semelhantes ao que se quer projetar, e nesse caso a simulação matemática poderia servir como ferramenta rápida e eficaz. No caso dos projetos de futuros reatores adotarem parâmetros cinéticos e hidráulicos inadequados, existe uma grande possibilidade de que de um determinado reator sejam esperadas eficiências não factíveis, visto que seu comportamento hidráulico na prática não ocorre de modo ideal.

Entende-se que os métodos das simulações matemáticas e testes com traçadores devem ser complementares, visto que o primeiro não é capaz de constatar diretamente problemas de ordem hidráulica. Por outro lado, os testes com traçadores não fornecem a constante cinética de remoção.

Recomendações para futuros estudos:

- Realizar simulações matemáticas e testes com traçadores para um mesmo reator, a fim de traçar paralelos entre os resultados de ambos;
- Realizar simulações para FBAS e FBP que operam em escala real, com maiores TDHs.
- Verificar sensibilidade dos volumes de reatores projetos a variações no regime hidráulico e valor de k adotados.
- Verificar o impacto que variações no TDH tem sobre os resultados das simulações (análise de sensibilidade).
- Realizar simulações matemáticas para reatores dos quais se disponham de dados de concentrações de matéria orgânica ao longo do comprimento (verificação da curva de remoção), a fim de verificar a distribuição espacial das concentrações e comparação com os regimes hidráulicos ideais.

REFERÊNCIAS

AISSE, Miguel M. **Avaliação do comportamento hidráulico de reatores para o tratamento de esgotos**. Curso sobre Digestão Anaeróbia em Reatores de Fluxo Ascendente. Curitiba, 1987.

AQUINO, Sérgio F. de; CHERNICHARO, Carlos A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, nº 2, p. 152-161, 2005.

BARBOSA, Samuel. **Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BEWTRA, J. K.; BISWAS, N. Biological Treatment of Wastewater. In: **Encyclopedia of environmental science and engineering**. Vol. 1. 5th Ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. 649.

BRITO, A.G.; MELO, L.F. **A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors**. Environmental Technology, v. 18, p. 35-43, 1997.

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

CARVALHO, Karina Q. de; SALGADO, Monique T.; PASSIG, Fernando H.; PIRES, Eduardo C. **Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, nº 2, p. 226-235, 2008.

CHAGAS, Adalberto F. **Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CRITES, Ronald; MIDDLEBROOKS, E.Joe; REED, Sherwood. **Natural wastewater treatment systems**. 1ª ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. 552p.

DANTAS, Maria A. R.; MELO, Henio N. S.; ANDRADE NETO, Cícero O. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In: XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental** - AIDIS, n. 27, 2000, Porto Alegre. Anais eletrônico. Porto Alegre: AIDIS, 2000.

ELLIS, K. K.; RODRIGUES, P.C.C. **Verification of two design approaches for stabilization ponds**. Water Research, Vol. 27, n.9, p.1447-1454, 1993.

FABRETI, Aline A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa estabilização através de processo físico-químico**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GIRALDI, David; VITTURI, Mattia de M.; ZARAMELLA, Mattia; MARION, Andrea; IANNELLI, Renato. **Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling**. Ecological Engineering 35, p. 265-273, 2009.

GOTARDO, Jackeline T. **Perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico aplicada nas condições ambientais do Sul do Brasil**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

HAIR, Joseph F.; TATHAM, Ronald L.; ANDERSON, Rolph E.; BLACK, William. **Análise Multivariada de Dados**. 5ª Ed. Porto Alegre: Bookman. 1998.

HARTMANN, Cinthia M. **Contribuições para o Desenvolvimento de Modelo Matemático para o Dimensionamento de Filtros Anaeróbios de Fluxo Ascendente**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

HARTMANN, Cinthia M.; SANTOS, Daniel C. dos. Avaliação matemática dos processos de remoção de matéria orgânica em filtro anaeróbio de fluxo ascendente. In: XXX CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA

SANITARIA Y AMBIENTAL. **Anais do XXX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental** - AIDIS, 2006, Punta del Este. Anais eletrônico. Punta del Este: AIDIS, 2000.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Divulgado no site www.ibge.gov.br (consulta em 07.05.08)

JORDÃO, Eduardo P.; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª ed. Rio de Janeiro: Ed. Segrac, 2005.

LEVENSPIEL, Octave. **Engenharia das Reações Químicas**. 3. ed. São Paulo: Editora Blücher, 2000.

KADLEC, Robert; WALLACE, Scott. **Treatment wetlands**. 2nd Ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 800p.

KADLEC, Robert H. **The inadequacy of first-order treatment wetland models**. Ecological Engineering. 15, p. 105–119, 2000.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA J. H. Y., Ladegaard, N.; Jorgensen, S. E. **Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands Design Manual**. UNEP-IETC with the Danish International Development Agency (Danida), 2005.

KELLNER, Erich; PIRES, Eduardo C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. 1.ed. Rio de Janeiro – RJ. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998. 242p.

KELLNER, Erich; MOREIRA, João F. V.; PIRES, Eduardo C. **Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, nº1, p. 129-138, 2009.

KUO, Jeff. **Practical design calculations for groundwater and soil remediation**. Boca Raton: CRC Press, 1999. 278p.

LEME, Edson J. A. **Manual Prático de Tratamento de Águas Residuárias**. São Carlos: EdUFSCAR, 2008. 595 p.

LEVENSPIEL, Octave. **Engenharia das Reações Químicas**. 3. ed. São Paulo: Editora Blücher, 2000.

MARSILI-LIBELLI, Stefano; CHECCHI, Nicola. **Identification of dynamic models for horizontal subsurface constructed wetlands**. Ecological Modelling 187, p. 201-218, 2005.

MASSE, D. I.; DROSTE, R. L. **Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor**. Water Research, v. 34, n. 12, p. 3087-3106, 2000.

MATOS, Olivia S. de. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3rd Edition. Nova Iorque, NY: McGraw-Hill International Editions, 1991.

MILLER, Percival A.; CLESCERI, Nicholas L. **Waste sites as biological reactors – characterization and modelling**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003. 398 p.

MOUNTEER, Ann H. ; MORAIS, A. A. ; PEREIRA, R. O. **Eficiência e cinética de remoção de matéria orgânica de efluente de celulose em sistema industrial e reator laboratorial**. In: XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. Anais eletrônico. Belo Horizonte: ABES, 2007.

NAVAL, Lilian P.; SILVA, Carlos D. F. e S.; BONATTO, Gustavo; QUEIROZ, Sérgio C. B. **Aplicação de um modelo relacionado ao comportamento hidrodinâmico em um sistema de lagoas de estabilização em região tropical**. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA

SANITÁRIA Y AMBIENTAL. Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún: AIDIS, 2002.

NIRMALAKHANDAN, N. **Modeling Tools for environmental engineers and scientists**. Boca Raton: CRC Press, 2002. 323p.

OLIVEIRA, Sílvia C.; VON SPERLING, Marcos. **Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, nº4, p. 389-398, 2007.

OLIVEIRA, Sílvia Corrêa; VON SPERLING, Marcos. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - Análise de desempenho**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, nº4, p. 347-357, 2005^a.

OLIVEIRA, Sílvia C.; VON SPERLING, Marcos. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2 - Influência de fatores de projeto e operação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, nº4, p. 358-368, 2005^b.

PATZA, Eduardo. **Aplicação de modelos matemáticos para definição de parâmetros hidráulicos e cinéticos de tanques sépticos**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

PILOTTO, Juliana S. **Contribuições para modelagem matemática do comportamento dos tanques sépticos para remoção de matéria orgânica**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

RAMOS, Vitor S. **Uso das técnicas de radiotraçadores e de contagem total em medidas de vazão de sistemas abertos**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

RENNÓ, Célia R. A.; d'ÁVILA, Luis R. C. **Estudo hidráulico de reator anaeróbio de manta de lodo – O caso da ETE Santana em Varginha – MG**. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande: ABES, 2005.

ROCHA, Claudia. **Proposta para o gerenciamento da Estação de Tratamento de Esgoto Jarivatuba – ETE Jarivatuba, Joinville, SC.** Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SAN, Hasan A. **A kinetic model for ideal plug-flow reactors.** Water Research, Vol. 23, n. 5, p. 647-654, 1989.

SANTOS, Ana S. P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SAWYER, Clair N.; McCARTY, Perry L. **Chemistry for environmental engineering.** 3rd ed. Nova Iorque, NY: The McGraw-Hill Companies, 1967.

SEZERINO, Pablo H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (doutorado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SOARES, Sérgio R. A.; BERNARDES, Ricardo S. **Reaction coefficient (k) evaluation for full-scale facultative pond systems.** Bioresource Technology, v. 78, p. 99-102, 2001^a.

SOARES, Sérgio R. A.; BERNARDES, Ricardo S. **Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas.** In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. Anais eletrônico. João Pessoa: ABES, 2001^b.

STERN, David A. KHANBILVARDI, Reza; ALAIR, James C.; RICHARDSON, William. **Description of flow through a natural wetland using dye tracer tests.** Ecological Engineering 18, p. 173-184, 2001.

TAKEUTI, Marcos R. S. **Avaliação de desempenho de uma Estação de Tratamento de Esgoto por lagoas de estabilização com chicanas.** Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Ilha Solteira, 2003.

TEIXEIRA, Edmilson C.; SANT'ANA, Tercio D. **Respostas hidrodinâmicas de biofiltros submersos aerados e não aerados.** In: XXVI CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 1998, Lima-Peru, 1998.

TEIXEIRA, Edmilson C.; SANTOS JUNIOR, Elias L. dos. **Avaliação do comportamento espacial (2-d) da remoção de coliformes em lagoa facultativa secundária.** In: XXVI CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, Lima, 1998. Anais do XXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Lima: AIDIS, 1998.

TORRES, J. J.; SOLER, A.; SÁEZ, J.; LLORENS, M. **Hydraulic performance of a deep stabilisation pond fed at 3.5 m depth.** Water Research, Vol. 31, n.4, p. 679-688, 1997.

TORRES, J. J.; SOLER, A.; SÁEZ, J.; LLORENS, M. **Hydraulic performance of a deep stabilisation pond fed at 3.5 m depth.** Water Research, Vol. 34, n.3, p. 1042-1049, 2000.

UFSC. **Notas de aula de química ambiental.** Divulgado no site <http://www.remas.ufsc.br> (consulta em 20.08.08).

VALENTIM, Marcelus A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de tanque séptico modificado.** Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização.** 2a ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002. v.1 196 p.

WERNER, Timothy M.; KADLEC, Robert H. **Wetland residence time distribution modeling.** Ecological Engineering 15, p. 77–90, 2000.

APÊNDICES

APÊNDICE 1: COMPILAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA E RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS	179
APÊNDICE 2: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA OS MENORES ERROS ABSOLUTOS	189
APÊNDICE 3: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS A PARTIR DOS MENORES ERROS PARA CADA REGIME	190
APÊNDICE 4: GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RESULTADOS PARA DBO E DQO.....	19291
APÊNDICE 5: COMPILAÇÃO DOS REGIMES E CONSTANTES CINÉTICAS OBTIDOS EM LITERATURA	195
APÊNDICE 6: DETALHES DOS DIMENSIONAMENTOS DA LAGOA FACULTATIVA E UASB	202

**APÊNDICE 1: COMPILAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA E RESULTADOS
DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS**

SISTEMA	PARÂMETROS								
	Q	DBO afl (mg/l)	DQO afl (mg/l)	Carga (DBO) (kg/dia)	Carga (DQO) (kg/dia)	TDH	T _{esgoto} (°C)	E(% (DBO)	E(% (DQO)
FBAS (Barbosa)	0,96 l/h	71,8 - 114,8	146,5 - 515,3	1,65 - 2,64 g/dia	3,38 - 8,55 g/dia	4 h	13,6 - 24,6	60 - 93	67 - 92
FBAS (Chagas)	500 l/h (+ Q _r = 100 l/h)	75 - 115	120 - 403	0,9 - 1,38	1,44 - 4,84	1,21 h	N.I. (set/nov; SP)	61 - 76	59 - 71 *
	500 l/h (+ Q _r = 200 l/h)	62 - 105	127 - 342	0,74 - 1,26	1,52 - 4,10	1,21 h	N.I. (set/dez; SP)	69 - 74	57 - 78 *
	200 l/h (+ Q _r = 160 l/h)	95 - 137	134 - 338	1,14 - 1,64	0,64 - 1,62	≈ 3,03 h	N.I. (mar/mai; SP)	68 - 79	56 - 75 *
FBP	845,86 - 1.844,26 l/h	61 - 133	143 - 215	2,7	4,26 - 6,46	3,35 h	25,3 - 30,7	51 - 85	34 - 81
	1.233,55 - 2.604,17 l/h	72 - 152	120 - 267	4,5	5,51 - 9,62	2,4 h	N.I. (set/out; RJ)	34 - 63	23 - 55
	2.019,23 - 5.147,06 l/h	51 - 130	135 - 457	6,3	6,54 - 27,42	1,68 h	N.I. (nov; RJ)	21 - 57	0 - 71
	1.051,4 - 2.393,62 l/h	47 - 107	55 - 203	2,7	3,16 - 6,71	3,35 h	N.I. (jan/abr; RJ)	34 - 75	12 - 51
	2.798,51 - 6.465,52 l/h	29 - 67	73 - 166	4,5	7,46 - 14,09	2,4 h	N.I. (jan.; RJ)	20 - 75	-23 - 81

CONTINUA

* DQO efluente filtrada

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	RESULTADOS - EE			RESULTADOS - PEE		
	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)
FBAS (Barbosa)	Pistão (DBO)	27,736	5	Pistão (DBO)	2,566	5
	Pistão (DQO)	59,796	5	Pistão (DQO)	0,333	5
FBAS (Chagas)	Pistão (DBO)	45,856	5	Pistão (DBO)	3,076	5
	Pistão (DQO) *	125,378 *	5 *	Pistão (DQO) *	0,957 *	5 *
	Pistão (DBO)	42,495	5	Pistão (DBO)	3,818	5
	Pistão (DQO) *	150,873 *	5 *	Pistão (DQO) *	1,207 *	5 *
	Pistão (DBO)	31,755	5	Pistão (DBO)	3,189	5
	Pistão (DQO) *	79,983 *	5 *	Pistão (DQO) *	0,815 *	5 *
FBP	Pistão (DBO)	34,422	5	Pistão (DBO)	1,527	5
	Pistão (DQO)	43,118	5	Pistão (DQO)	0,768	5
	Pistão (DBO)	36,683	5	Pistão (DBO)	1,211	5
	Pistão (DQO)	48,558	5	Pistão (DQO)	0,7	5
	Pistão (DBO)	22,548	5	Pistão (DBO)	0,669	5
	Pistão (DQO)	75,801	5	Pistão (DQO)	0,927	5
	Pistão (DBO)	21,765	5	Pistão (DBO)	0,323	5
	Pistão (DQO)	42,262	5	Pistão (DQO)	0,279	5
	Pistão (DBO)	17,97	5	Pistão (DBO)	1,683	5
	Pistão (DQO)	29,732	5	Pistão (DQO)	0,985	5

* DQO efluente filtrada

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	PARÂMETROS								
	Q	DBO afl (mg/l)	DQO afl (mg/l)	Carga (DBO) (kg/dia)	Carga (DQO) (kg/dia)	TDH	T _{esgoto} (°C)	E(%) (DBO)	E(%) (DQO)
Lagoa Aerada	541,67 l/h	106 - 263	254 - 809	1,38 - 3,42	3,30 - 10,52	4,8 d	20,4 - 30	80 - 96	71 - 98
	1.083,33 l/h	105 - 238	282 - 862	2,73 - 6,19	7,33 - 22,41	2,4 d	25,1 - 30,8	84 - 98	70 - 95
	1.791,67 l/h	78 - 211	250 - 739	3,35 - 9,07	10,75 - 31,78	1,4 d	27,9 - 30,3	69 - 86	62 - 93

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	RESULTADOS - EE			RESULTADOS - PEE		
	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)
Lagoa Aerada	Fluxo Disperso (d=0,25) (DBO)	16,791	0,3	Fluxo Disperso (d=0,25) (DBO)	0,269	0,3
	Fluxo Disperso (d=1,4) (DQO)	64,592	0,45	Fluxo Disperso (d=1,4) (DQO)	0,102	0,45
	Fluxo Disperso (d=0,95) (DBO)	25,48	0,4	Fluxo Disperso (d=0,95) (DBO)	0,915	0,4
	Fluxo Disperso (d=1,5) (DQO)	74,634	0,5	Fluxo Disperso (d=1,5) (DQO)	0,424	0,5
	Fluxo Disperso (d=3,4) (DBO)	14,101	1,3	Fluxo Disperso (d=3,4) (DBO)	0,681	1,3
	Fluxo Disperso (d=0,5) (DQO)	73,317	1,3	Fluxo Disperso (d=0,5) (DQO)	0,869	1,3

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	PARÂMETROS								
	Q	DBO afl (mg/l)	DQO afl (mg/l)	Carga (DBO) (kg/dia)	Carga (DQO) (kg/dia)	TDH	T _{esgoto} (°C)	E(%) (DBO)	E(%) (DQO)
Wetland Sub-superficial	50 l/h	-	124 - 399	-	148,8 - 478,8 g/d	1 d	N.I. (jun/jul, Campinas)	-	24 - 80
									33 - 67
									3 - 79
									11 - 73
									6 - 81
									-3 - 54
	10 l/h	-	32 - 289	-	7,68 - 69,36 g/d	5 d	N.I. (ago/out, Campinas)	-	-69 - 96
									-153 - 96
									-153 - 97
									-144 - 98
									-91 - 95
									-138 - 96
Filtro Anaeróbio	4,56 - 10,37 l/s	25 - 114	107 - 364	10,6 - 79,5	42,2 - 203,8	12,16 - 27,65 h	16,5 - 23,8	-13 - 47	12 - 48

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	RESULTADOS - EE			RESULTADOS - PEE		
	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)
Wetland Sub-superficial	Fluxo Disperso (d=2,7)	35	1,2	Fluxo Disperso (d=2,7)	0,319	1,2
	Fluxo Disperso (d=2,5)	32,821	1,1	Fluxo Disperso (d=2,5)	0,249	1,1
	Fluxo Disperso (d=2,6)	45,686	0,95	Fluxo Disperso (d=2,6)	0,326	0,95
	Fluxo Disperso (d=2,8)	42,316	1	Fluxo Disperso (d=2,8)	0,306	1
	Fluxo Disperso (d=1)	62,918	0,65	Fluxo Disperso (d=1)	0,399	0,65
	Fluxo Disperso (d=0,7)	85,628	0,55	Fluxo Disperso (d=0,7)	0,559	0,55
	Fluxo Disperso (d=2,2)	25,376	0,85	Fluxo Disperso (d=2,2)	0,793	0,85
	Fluxo Disperso (d=4)	28,099	0,95	Fluxo Disperso (d=4)	0,854	0,95
	Fluxo Disperso (d=1,9)	33,791	0,8	Fluxo Disperso (d=1,9)	0,906	0,8
	Mistura Completa	30,352	1	Fluxo Disperso (d=1,8)	0,742	0,75
	Fluxo Disperso (d=2,2)	27,465	0,8	Fluxo Disperso (d=2,2)	0,776	0,8
	Fluxo Disperso (d=3,4)	27,937	0,95	Fluxo Disperso (d=3,4)	0,849	0,95
Filtro Anaeróbio	Fluxo Disperso (d=0,4) (DBO)	8,9249	0,45	Fluxo Disperso (d=0,4) (DBO)	0,0345	0,45
	Mistura Completa (DQO)	24,226	0,5	Mistura Completa (DQO)	0,0262	0,5

CONTINUAÇÃO

SISTEMA	PARÂMETROS								
	Q	DBO afl (mg/l)	DQO afl (mg/l)	Carga (DBO) (kg/dia)	Carga (DQO) (kg/dia)	TDH	T _{esgoto} (°C)	E(%) (DBO)	E(%) (DQO)
UASB	4,56 - 10,37 l/s	55 - 298	229 - 832	39,8 - 162,9	189,9 - 399,5	8,04 - 18,27 h	16,4 - 23,8	51 - 71	30 - 78
Lagoa Anaeróbia	138,89 l/s	54 - 420	180 - 890	648 - 5.040	2.160 - 10.680	5,8 d	N.I. (jul/mar, Lins/SP)	9 - 92	14 - 92
Lagoa Facultativa (Ellis e Rodrigues) **	12,12 - 19,98 l/s	62,6 - 126,5	-	76,08 - 178,54	-	9,3 - 19 d	26,6 - 31,1	67 - 89	-
	12,12 - 19,98 l/s	62,6 - 126,5	-	76,08 - 178,54	-	9,1 - 17,4 d	26,8 - 31,1	51 - 86	-
Lagoa Facultativa (Fabreti) **	138,89 l/s	9 - 133	30 - 340	108 - 1.596	360 - 4.080	13,9 d	N.I. (jul/mar, Lins/SP)	-105 - 77	-97 - 74

** Dados de DBO/DQO no efluente são filtrados

CONCLUSÃO

SISTEMA	RESULTADOS - EE			RESULTADOS - PEE		
	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)	Modelo	Menor Erro	k (dia ⁻¹)
UASB	Mistura Completa (DBO)	23,909	3,8	Mistura Completa (DBO)	0,0671	3,8
	Mistura Completa (DQO)	52,642	2,65	Mistura Completa (DQO)	0,0397	2,65
Lagoa Anaeróbia	Fluxo Disperso (d=4) (DBO)	23,891	0,35	Pistão (DBO)	0,112	0,2
	Fluxo Disperso (d=1,9) (DQO)	89,05	0,35	Fluxo Disperso (d=1,9) (DQO)	0,142	0,35
Lagoa Facultativa (Ellis e Rodrigues) **	Mistura Completa	5,416	0,3	Mistura Completa	0,199	0,3
	Mistura Completa	7,533	0,3	Mistura Completa	0,261	0,3
Lagoa Facultativa (Fabreti) **	Pistão (DBO)	14,392	0,05	Pistão (DBO)	0,139	0,05
	Fluxo Disperso (d=0,1) (DQO)	49,83	0,05	Fluxo Disperso (d=0,1) (DQO)	0,151	0,05

** Dados de DBO/DQO no efluente são filtrados

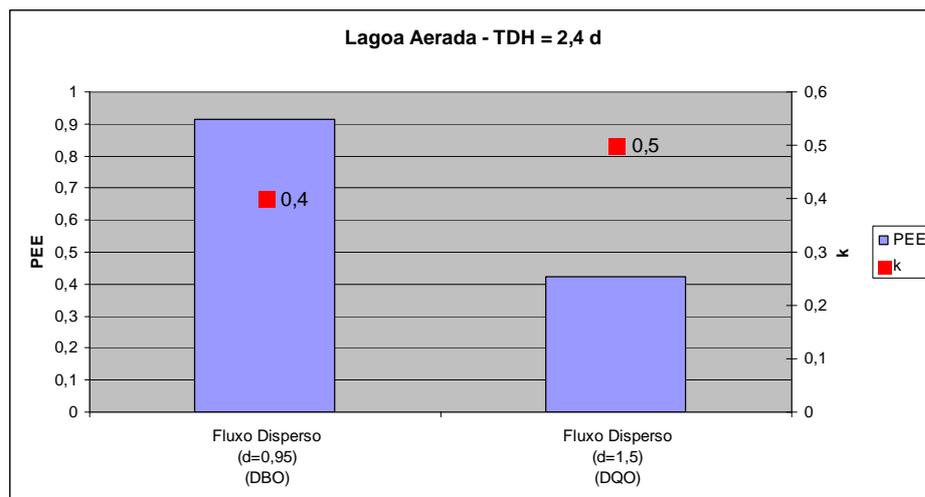
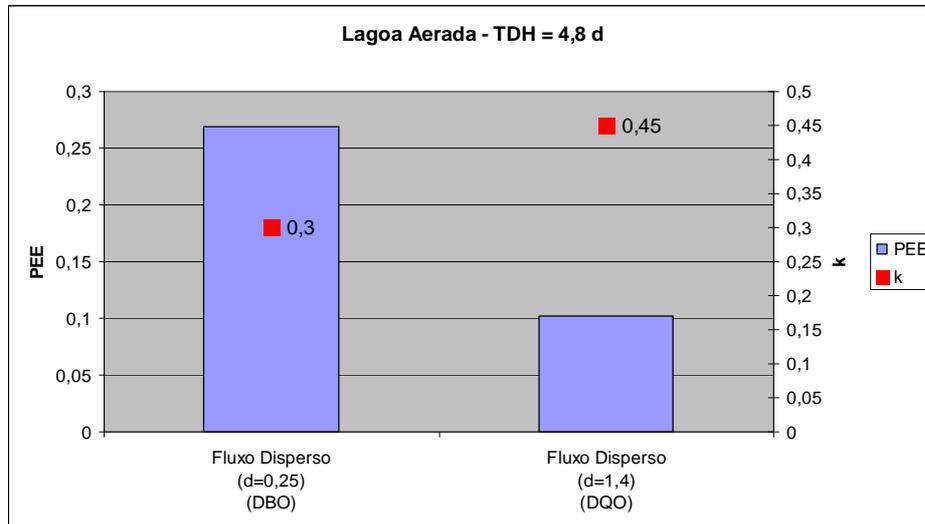
APÊNDICE 2: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA OS MENORES ERROS ABSOLUTOS

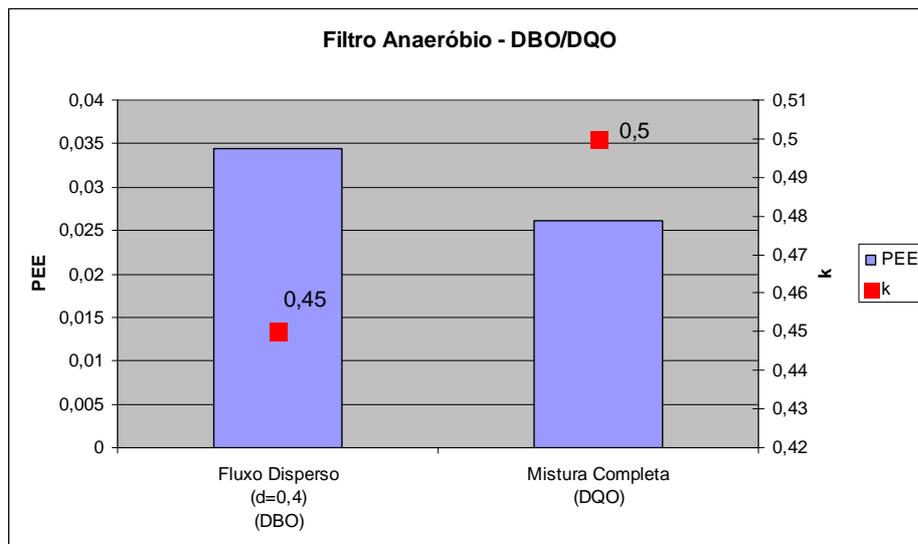
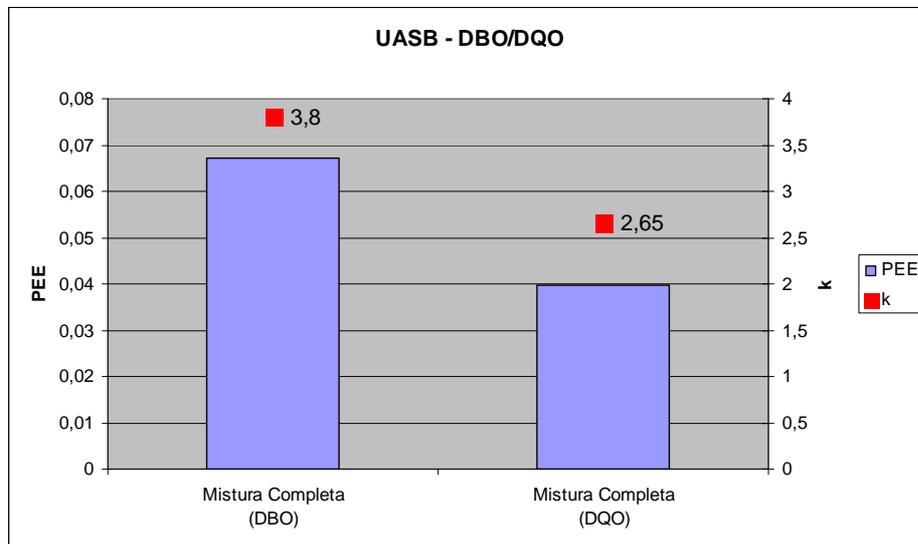
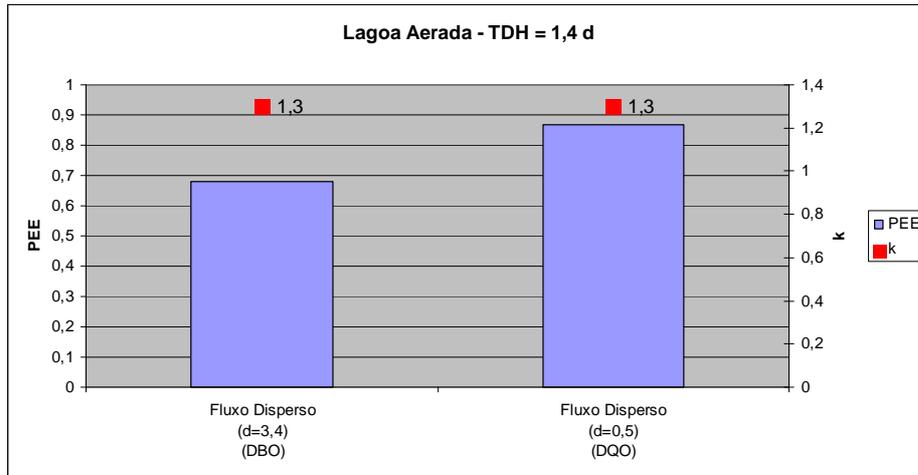
	SISTEMA	CLASSIFICAÇÃO	RESULTADOS	
		Escala	Modelo	k (dia ⁻¹)
Aeróbios	Lagoa Aerada	Piloto	Fluxo Disperso (d=0,25 a 3,4)	0,3 - 1,3
	FBP		Fluxo Pistão	5
	FBAS (Barbosa)		Fluxo Pistão	5
	FBAS (Chagas)		Fluxo Pistão	5
Anaeróbios	Wetland Sub-superficial	Piloto	Mistura Completa Fluxo Disperso (d=0,7 a 4)	0,55 a 1,2
	Filtro Anaeróbio	Real	Fluxo Disperso (d=0,4) Mistura Completa	0,45 a 0,5
	UASB	Real	Mistura Completa	2,65 a 3,8
	Lagoa Anaeróbia	Real	Fluxo Disperso (d=1,9 a 4)	0,35
Facultativos	Lagoa Facultativa (Ellis e Rodrigues) **	Real	Mistura Completa	0,3
	Lagoa Facultativa (Fabreti) **	Real	Pistão Fluxo Disperso (d=0,1)	0,05

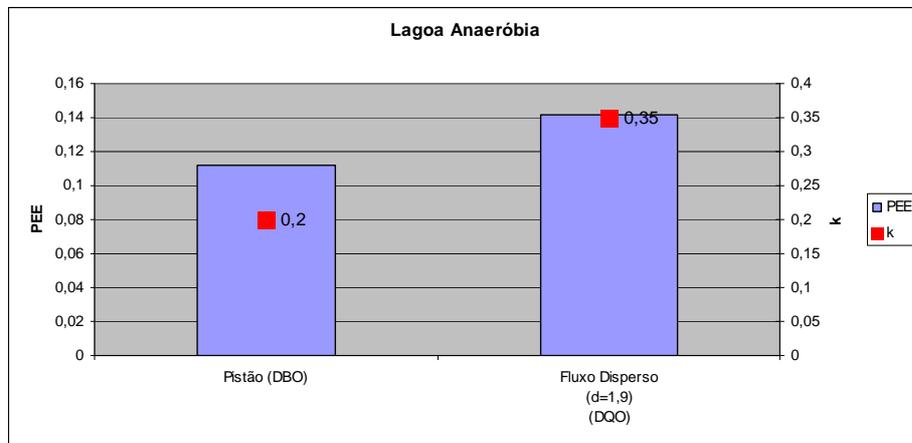
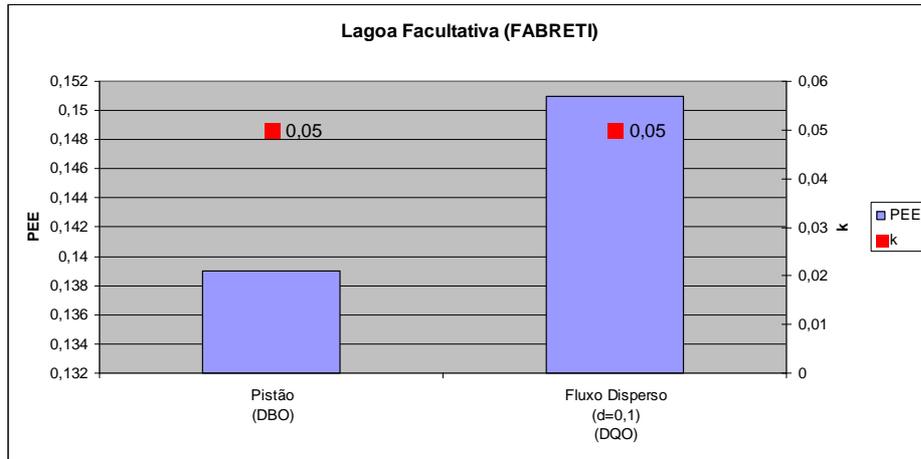
**APÊNDICE 3: RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS A PARTIR
DOS MENORES ERROS PARA CADA REGIME**

	SISTEMA	Condição Operacional	Faixa de k de cada modelo (dia ⁻¹)			
			FP	FD	MC	
Aeróbios	Lagoa Aerada	Fase A e DBO	≤ 0,25	0,30 – 0,35	≥ 0,40	
		Fase A e DQO	≤ 0,30	0,35 – 0,45	≥ 0,50	
		Fase B e DBO	≤ 0,30	0,35 – 0,40	≥ 0,45	
		Fase B e DQO	≤ 0,40	0,45 – 0,50	≥ 0,55	
		Fase C e DBO	≤ 0,95	1,00 – 1,35	≥ 1,40	
		Fase C e DQO	≤ 1,05	1,10 – 1,50	≥ 1,55	
	FBAS (Barbosa)	DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		DQO	0,05 – 5,00	-	-	
	FBAS (Chagas)	Regime 1 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime 1 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime 2 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime 2 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime 3 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime 3 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
	FBP	Regime A1 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime A1 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime A2 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime A2 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime A3 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime A3 e DQO	0,05 – 5,00	-	-	
		Regime B1 e DBO	0,05 – 5,00	-	-	
Regime B1 e DQO		0,05 – 5,00	-	-		
Regime B2 e DBO		0,05 – 5,00	-	-		
Regime B2 e DQO		0,05 – 5,00	-	-		
Anaeróbios	Wetland Sub-superficial	Sist. 1	≤ 0,95	1,00 – 1,20	≥ 1,25	
		Sist. 2	≤ 0,90	0,95 – 1,10	≥ 1,15	
		Sist. 3	≤ 0,75	0,80 – 0,95	≥ 1,00	
		Sist. 4	≤ 0,80	0,85 – 1,00	≥ 1,05	
		Sist. 5	≤ 0,55	0,60	≥ 0,65	
		Sist. 6	≤ 0,50	0,55	≥ 0,60	
		Sist. 7	≤ 0,50	0,55 – 0,95	≥ 1,00	
		Sist. 8	≤ 0,55	0,60 – 1,00	≥ 1,05	
		Sist. 9	≤ 0,45	≥ 0,50	-	
		Sist. 10	≤ 0,45	0,50 – 0,85	≥ 0,90	
		Sist. 11	≤ 0,50	0,55 – 0,90	≥ 0,95	
		Sist. 12	≤ 0,55	0,60 – 1,00	≥ 1,05	
	Filtro Anaeróbio	DBO	≤ 0,45	-	≥ 0,5	
		DQO	≤ 0,45	-	≥ 0,5	
	UASB	DBO	≤ 2,45	2,5 – 3,55	≥ 3,6	
		DQO	≤ 1,9	1,95 – 2,55	≥ 2,6	
	Lagoa Anaeróbia	DBO	≤ 0,25	0,3 – 0,35	≥ 0,4	
		DQO	≤ 0,25	0,3 – 0,35	≥ 0,4	
	Facultativos	Lagoa Facultativa (Ellis e Rodrigues) **	Lagoa 1 - DBO	≤ 0,15	0,2 – 0,25	≥ 0,3
			Lagoa 2 - DBO	≤ 0,15	0,2 – 0,25	≥ 0,3
		Lagoa Facultativa (Fabreti) **	DBO	≤ 0,05	-	≥ 0,10
DQO			-	0,05	≥ 0,10'	

APÊNDICE 4: GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RESULTADOS PARA DBO E DQO







**APÊNDICE 5: COMPILAÇÃO DOS REGIMES E CONSTANTES CINÉTICAS
OBTIDOS EM LITERATURA**

Sistema	Autor	Regime hidráulico	Constante "k" (dia ⁻¹)	Tipo de estudo	Obs.	Comparação com este estudo	
						Próx. ao k de menor EE? (+- 10%)	Dentro da faixa do modelo?
Lagoa Facultativa	Von Sperling (2002)	Mistura Completa	1,53	L	Afirma que é o regime normalmente utilizado no dimensionamento	Não	Sim (ambos)
	Ellis e Rodrigues (1993)	Mistura Completa	Projeto: 0,482 Medido: 0,168 (média)	E	Para DBO total; k para 30°C	Não	Sim (Fabreti)
	Ellis e Rodrigues (1993)	Mistura Completa	Projeto: 0,482 Medido: 0,327 (média)	E	Para DBO filtrada	Sim (Ellis e Rodrigues)	Sim (ambos)
	Kellner, Moreira e Pires (2009)	Mistura Completa	-	TT	Sistema Australiano. d maior que 10 ⁷ (≈∞)	-	-
	Mara (1976 apud GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,3	L	-	Sim (Ellis e Rodrigues)	Sim (ambos)
	Arceivala (1981 apud GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,30 - 0,35	-	-	Sim (Ellis e Rodrigues)	Sim (ambos)
	Metcalf e Eddy (1991)	Mistura Completa	0,50 - 0,80	-	-	Não	Sim (ambos)
	Koné (2002, apud Gotardo 2005)	Mistura Completa	0,18	-	-	Não	Sim (Fabreti)
	Laouali (1996, apud Gotardo 2005)	Mistura Completa	0,03	-	-	Não	Não
	Gotardo (2005) - Fase 1	Mistura Completa	0,12 (DBO); 0,04 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=20 dias, durante primavera/verão	Não	DBO - Sim (Fabreti)

Lagoa Facultativa	Comparação com este estudo						
Gotardo (2005) - Fase 2	Mistura Completa	0,27 (DBO) 0,14 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=10 dias, durante verão/outono	DBO - Sim (Ellis e Rodrigues)	DBO e DQO - Sim (Fabreti)	
Gotardo (2005) - Fase 3	Mistura Completa	0,2 (DBO) 0,19 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=20 dias, durante inverno/primavera	Não	DBO e DQO - Sim (Fabreti)	
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,014 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto tratando dejetos suínos; TDH=24 dias	Não	Não	
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,014 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto tratando dejetos suínos; TDH=20 dias	Não	Não	
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,006 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto tratando dejetos suínos; TDH=15 dias	Não	Não	
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,01 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto tratando dejetos suínos; TDH=15dias	Não	Não	
Dalavéquia (2000 <i>apud</i> GOTARDO, 2005)	Mistura Completa	0,016 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=15dias	Não	Não	
Rocha (2005)	Mistura Completa	0,29 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa F1 L/W = 2,99 d=0,5 (calculado pela eq. 31)	Sim (Ellis e Rodrigues)	Sim (ambos)	
Marais e Shaw (1961, <i>apud</i> CRITES <i>et al.</i> , 2006)	Reatores de mistura completa em série	-	L	Derivaram equação a partir da adoção desse modelo	-	-	

Lagoa Facultativa						Comparação com este estudo	
Lagoa Facultativa	Soares e Bernardes (2001 ^a)	Fluxo Disperso	≈0 até 0,6 - dependendo da TAS (DQO)	L / E	Resultado de duas lagoas, em diferentes ETEs (Sistema Australiano). d=0,310 e d=0,686	-	-
	Teixeira e Santos (1998)	Fluxo Disperso	0,113	E	Estudo de remoção de coliformes em sistema australiano. d=1,1216 (Wehner-Wilhelm) d=0,2271 (Agunwamba <i>et al.</i>) d=0,4648 (Yanez)	-	-
	Koné (2002, <i>apud</i> Gotardo 2005)	Fluxo Pistão	0,18	-	-	Não	Não
	Laouali (1996, <i>apud</i> Gotardo 2005)	Fluxo Pistão	0,03	-	-	Sim (Fabreti)	Sim (ambos)
	Gotardo (2005) - Fase 1	Fluxo Pistão	0,12 (DBO) 0,02 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=20 dias, durante primavera/verão	Não	DBO - Sim (Ellis e Rodrigues) DQO - Sim (Fabreti)
	Gotardo (2005) - Fase 2	Fluxo Pistão	0,27 (DBO) 0,08 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=10 dias, durante verão/outono	Não	Não
	Gotardo (2005) - Fase 3	Fluxo Pistão	0,2 (DBO) 0,09 (DQO)	E	Lagoa em escala piloto; TDH=20 dias, durante inverno/primavera	Não	Não
Lagoa Facultativa	Von Sperling (2002)	Fluxo Pistão	0,13	-	-	Não	Sim (Ellis e Rodrigues)
	Rocha (2005)	Fluxo Pistão	0,09 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa com L/W = 2,99 d=0,5 (calculado pela eq. 31)	Não	Sim (Ellis e Rodrigues)

						Comparação com este estudo	
Lagoa Anaeróbia	Rocha (2005)	Mistura Completa	1,45 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa com LW = 1,56; d=1,6 (calculado pela eq. 31)	Não	Sim
	Rocha (2005)	Mistura Completa	1,3 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa com LW = 0,91 d=2,4 (calculado pela eq. 31)	Não	Sim
	Rocha (2005)	Fluxo Pistão	0,61 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa com LW = 1,56; d=1,6 (calculado pela eq. 31)	Não	Não
	Rocha (2005)	Fluxo Pistão	0,57 (DBO)	E	ETE em Joinville - Lagoa com LW = 0,91 d=2,4 (calculado pela eq. 31)	Não	Não
UASB	Norman e Frostel (1987 <i>apud</i> AISSE, 1987)	Mistura Completa	-	TT	Regime definido para cargas maiores que 1 kg DQO/m ³ .dia. O leito do lodo e a camada de água se comportaram individualmente como reatores de mistura completa, e o decantador como fluxo pistão.	-	-
	Carvalho <i>et al.</i> (2008)	Mistura Completa	-	TT (eosina Y)	Sem variação da vazão afluente	-	-
	Carvalho <i>et al.</i> (2008)	Fluxo Pistão ou Reatores de mistura completa em série	-	TT (eosina Y)	Com variação senoidal da vazão afluente.	-	-

						Comparação com este estudo	
	Brito e Melo (1997)	Fluxo Pistão	-	TT (LiCl)	Escala de Laboratório	-	-
	Morgan-Sagastume <i>et al.</i> (1997, <i>apud</i> CARVALHO <i>et al.</i> , 2008)	Fluxo Pistão	-	-	Escala piloto, com aproximação do coletor de gás ao manto de lodo	-	-
Filtro Biológico Percolador	Bewtra e Biswas (2006)	Fluxo Pistão	-	-	Através do leito	-	-
Biofiltro Aerado Submerso	Teixeira e Santana (1998)	Fluxo Disperso	-	TT (KMnO ₄)	Considerando apenas o leito suporte. d=0,083	Não	Não
Biofiltro Aerado Submerso	Teixeira e Santana (1998)	Fluxo Disperso	-	TT (KMnO ₄)	Considerando todo o reator d=0,168	Não	Não
Filtro Anaeróbio	Busato (2004)	Mistura Completa	0,56 (DQO)	E	Escala real, tratando efluente de UASB. Nenhum dos dois modelos (FP e MC) se mostrou satisfatório para modelar	Sim	Sim
	Hartmann (2006)	Mistura Completa (DQO)	0,502	MM	Escala real, tratando efluente de UASB - mesmo sistema analisado por Busato (2004)	Sim	Sim
	Chiang e Dague (1992 <i>apud</i> BUSATO, 2004)	Mistura Completa	-	TT (LiCl)	Três Filtros Anaeróbios	-	-

						Comparação com este estudo	
	Dantas, Melo e Andrade Neto (2000)	Mistura Completa	-	TT (NaCl)	Escala real; filtros anaeróbios descendentes afogados. (d>0,2)	-	-
	Busato (2004)	Fluxo Pistão	0,46 (DQO)	E	Escala real, tratando efluente de UASB. Nenhum dos dois modelos (FP e MC) se mostrou satisfatório para modelar	Não	Sim
	Hartmann (2006)	Fluxo Pistão	0,409	MM	Escala real, tratando efluente de UASB - mesmo sistema analisado por Busato (2004)	Não	Sim
Wetlands	Kadlec e Wallace (2008)	Reatores de mistura completa em série	-	L	Dentre as opções, o mais simples e mais usado o modelo de tanques de mistura completa em série.	-	-
	Reed et al. (1995 <i>apud</i> (KAYOMBO, 2005)	Fluxo Pistão	0,678 (superficial) 1,104 (sub-superficial)	L	-	Não	Não
	Sezerino (2006)	Fluxo Pistão	0,8 (DBO)	L	No projeto, considerou-se que o afluente (proveniente de lagoa facultativa) tinha 90 mg/l de DBO	-	-
	Marsili-Libelli e Checchi (2005)	Combinações de reatores MC e FP	-	MM	Wetland de escoamento sub-superficial horizontal	-	-
	Stern <i>et al.</i> (2001)	Fluxo Disperso	-	TT (Rhodamina WT)	Wetland Natural	-	-

						Comparação com este estudo	
Lagoa Aerada	Reynolds e Middlebrooks (1990 <i>apud</i> CRITES <i>et al.</i> , 2006)	N. I.	2,5	-	-	Não (consid. MC)	Sim (consid. MC)
	Metcalf e Eddy (2003 <i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	1,0 - 1,6	N.I.	Considerando DBO total (afluente e efluente)	Sim (Fase C, consid. MC)	Sim (consid. MC)
	Arceivala (1973 <i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	0,254	N. I.	-	Não (consid. MC)	Não (consid. MC)
	Von Sperling (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	1,0 - 1,5	N.I.	Considerando DBO solúvel (afluente e efluente)	Sim (Fase C, consid. MC)	Sim (consid. MC)
	Tchobanoglous (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	2,5	N.I.	-	Não (consid. MC)	Sim (consid. MC)
	Mara (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	5	N.I.	-	Não (consid. MC)	Sim (consid. MC)
	Balasha (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	6,7	N.I.	-	Não (consid. MC)	-
	Fleckseder (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	8,1	N. I.	-	Não (consid. MC)	-
	Kouzell - Vatsiri (1987 <i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	2,7 - 4,8	N. I.	-	Não (consid. MC)	Sim (consid. MC)
	CRWR (<i>apud</i> Jordão e Pessoa, 2005)	N. I.	8	N. I.	-	Não (consid. MC)	-

* E = estudo experimental; TT = teste com traçador; MM = modelagem matemática; L = literatura.

APÊNDICE 6: DETALHES DOS DIMENSIONAMENTOS DA LAGOA FACULTATIVA E UASB

LAGOA FACULTATIVA		
Critérios de projeto		Obs.
Temperatura esgoto(Te)	26°C	<i>Retirada da Tabela dos dados de Ellis e Rodrigues (1993)</i>
Q média	1.300 m ³ /dia	adotada
Temperatura ar (Ta)	24,63	$Ta = (Te-12,7)/0,54$
TAS máxima	342,79 kg DBO/ha.dia	$C = 350.(1,107 - 0,002.Ta)^{(Ta-25)}$
Concentração DBO afluente (C₀)	90 mg/l	adotada
Carga DBO afluente	117,19 kg/dia	Carga = C ₀ .Q
Área da lagoa	0,341 ha	A = Carga afluente / TAS
H lagoa	2 m	adotada
Volume	6.837,26 m ³	V=A.h
TDH calculado	5,25 dias	TDH = V/Q <i>(Menor que o recomendado (17 a 33 dias para as condições de temperatura). Necessário refazer cálculos)</i>
Refazendo os cálculos impondo TDH mínimo:		
TDH adotado	17 dias	
Volume	22.136,7 m ³	V = Q.TDH
Área da lagoa	1,107 ha	A = V/h
Carga superficial calculada	105,88 kg DBO/ha.dia	Carga sup. = Carga afluente / A <i>(Valor obtido bem inferior à carga máxima calculada pela temperatura do ar)</i>

UASB		
Crítérios de projeto		Obs.
Carga Hidráulica	$< 3 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{d}$	
Carga Orgânica	$< 2 \text{ kg DQO}/\text{m}^3/\text{d}$	
Vsup no decant.	$< 0,70 \text{ m/h}$	
Vasc no líquido	$< 0,5 \text{ m/h}$	
V escape gás (Vg)	$> 1,00 \text{ m/h}$	
Inclinação decantador	50°	
H reator (Hr)	4,50 m	
H decantador (Hd)	1,50 m	
Q média	$576,07 \text{ m}^3/\text{dia}$	
TDH	10 h	
SSV afluente	165 mg/l	
Prod. gás	0,50 l/g SSV afluente	
Cálculos:		
Área decantador (Ad)	$34,29 \text{ m}^2$	$Ad = Q/V_{sup}$
Largura decantador (Bd)	$2,52 \text{ m}^3$	$Vd = (2.Hr)/(tg50^\circ)$
Comp. decantador (Ld)	$13,62 \text{ m}^2$	$Ld = Ad/Bd$
Volume reator (Vr)	$240,03 \text{ m}^3$	$Vr = Q.TDH$
Área reator (Ar)	$53,34 \text{ m}^2$	$Ar = Vr/Hr$
Comp. reator (Lr)	$13,62 \text{ m}^2$	$Lr = Ld$
Largura reator (Br)	$3,92 \text{ m}^2$	$Br = Ar/Lr$
Verificação escape de gás:		
Carga SSV	$3,96 \text{ kg/h}$	
Q gás (Qg)	$1,95 \text{ m}^3/\text{h}$	$Qg = \text{Carga SSV} \times \text{Prod. gás}$
Área gás (Ag)	$19,05 \text{ m}^2$	$Ag = Ar - Ad$
Vg	$0,10 \text{ m/h}$	$Vg = Qg/Ag$
Q gás (Qg)	$1,95 \text{ m}^3/\text{h}$	$Qg = \text{Carga SSV} \times \text{Prod. gás}$
Área gás (Ag)	$19,05 \text{ m}^2$	
Vg	$0,10 \text{ m/h}$	$Vg = Qg/Ag$
		<i>Vg < 1,0 m/h, como determinado; Cálculos devem ser refeitos impondo esta condição</i>
Refazendo os cálculos:		
Vg	1 m/h	
Ag	$1,98 \text{ m}^2$	$Ag = Vg.Qg$
Ad	$51,36 \text{ m}^2$	$Ad = Ar - Ag$
Ad	51 m^2	<i>Será assumido um Ad=51 m², composto por 3 decantadores com área individual de 17 m²</i>
Ad individual	17 m^2	
Bd	$2,52 \text{ m}^2$	<i>Bd permanece igual, pois a inclinação e a altura permanecem as mesmas</i>

UASB		
Critérios de projeto		Obs.
Ld individual	6,75 m	$Ld = (Ad \text{ individual})/Bd$
Comp. reator (Lr)	$6,75 \text{ m}^2$	$Lr = Ld$
Espaço de gás (Bg)	0,37 m	$Bg = Bd/Ld$
Br	7,92 m	$Br = (3 \cdot Bd) + Bg$
Dimensões finais:		
Decantador	6,75 m x 2,52 m x 1,5 m (L x B x H)	<i>Volume de cada um dos três decantadores</i>
Volume decantador	$38,25 \text{ m}^3$	
Reator	6,75 m x 7,92 m x 4,5 m (L x B x H)	
Volume reator	$240,83 \text{ m}^3$	
Volume total	$279,08 \text{ m}^3$	
Verificação condições		
Vsup no decant.	0,47 m/h	$V_{sup} = Q/Ad$ < 0,70 m/h (ok!)
Vasc no líquido	0,45 m/h	$V_{asc} = Q/Ar$ < 5,00 m/h (ok!)
Carga org. volumétrica	$1,32 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{dia}$	$COV = (DQO_{af} \times Q)/V_{reator}$ < $2 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{dia}$ (ok!)
Carga hidráulica	$2,39 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$	$Carga = Q/V$ < $3 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ (ok!)