

II-347 - APLICAÇÃO DE SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS PARA DEFINIÇÃO DE REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTES CINÉTICAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Daniel Cruz Toscani⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Engenheiro de Meio Ambiente da Petrobras.

Daniel Costa dos Santos

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Santa Maria. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutor em Engenharia de Construção Civil e Urbana pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Endereço⁽¹⁾: Av. Nilo Peçanha, 151, 4º andar - Centro – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 20.020-904 - Brasil - Tel: +55 (21) 3229-4053 - e-mail: danieltoscani@yahoo.com.br

RESUMO

Além das baixas taxas de cobertura dos domicílios brasileiros por rede coletora de esgotos, outro problema do saneamento ambiental no país decorre que alguns sistemas de tratamento nem sempre atingem os níveis esperados de eficiência, devido a, entre outros fatores, inadequações de ordem hidráulica. Por isso, quando do projeto de novos reatores ou da busca por otimização daqueles já existentes, deve-se procurar adotar regimes hidráulicos e constantes cinéticas de degradação de matéria orgânica realistas. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo aplicar a abordagem das simulações matemáticas para obtenção desses parâmetros, a partir dos dados de reatores já estudados por outros autores. Foram selecionados dez reatores, estes sendo de diferentes tipos (Filtro Biológico Percolador, Filtro Biológico Aerado Submerso, Filtro Anaeróbio, UASB, *Wetland*, e Lagoas Anaeróbia, Aerada e Facultativa), cujos dados de desempenho foram obtidos em literatura. A metodologia consistiu em inserir nas equações governantes de cada regime hidráulico estudado – fluxo pistão, mistura completa e fluxo disperso – as concentrações afluentes e tempos de detenção hidráulica (TDH), variando-se as constantes cinéticas de remoção k , de forma a estimar as concentrações efluentes. Utilizando-se um critério estatístico, o Erro Padrão da Estimativa, tais resultados eram comparados com as concentrações efluentes efetivamente observadas nos reatores, registrando-se o regime hidráulico e o k que resultaram no melhor ajuste. Para realização das simulações, foi elaborado um programa computacional. Verificou-se que os resultados das simulações, em termos de regime hidráulico e constante cinética, puderam ser mais relacionados ao TDH e à 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. Para todos os filtros biológicos aeróbios estudados o resultado apontou para o valor máximo de k considerado para as simulações (5 dia^{-1}), com regime de fluxo pistão. Além deles, dois dos reatores que resultaram nos maiores valores de k são anaeróbios – UASB e dos *wetlands*. No outro extremo, uma das lagoas facultativas apontou para um k igual ao mínimo considerado para as simulações ($0,05 \text{ dia}^{-1}$), dado seu alto TDH e baixa eficiência, provavelmente sendo indicativo de problemas hidráulicos.

PALAVRAS-CHAVE: Regimes Hidráulicos, Constantes Cinéticas, Simulações Matemáticas, Tratamento de Esgoto Sanitário.

INTRODUÇÃO

As deficiências nos serviços de saneamento no Brasil frequentemente são ressaltadas devido ao baixo percentual de cobertura dos domicílios por rede coletora de esgoto. Porém, 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 inadequações de ordem hidráulica.

Considera-se usualmente que podem ocorrer dois tipos ideais de regime hidráulico em reatores, a saber, o fluxo pistão, onde o grau de dispersão longitudinal é mínimo, e o mistura completa, com dispersão considerada

infinita. Uma situação intermediária seria modelada através do regime de fluxo disperso, que introduz um número de dispersão intermediário.

O comportamento hidráulico que ocorre no reator determina o balanço de massa a ser estabelecido e com isso a equação governante que relaciona constante cinética de degradação (k), o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as concentrações afluentes e efluentes. O estudo do regime hidráulico poderá, portanto, ter implicações diretas no dimensionamento, eficiência e estabilidade operacional de reatores de tratamento de esgoto. A identificação de regimes hidráulicos pode ser realizada diretamente como o uso de traçadores. Esse dado também pode ser obtido indiretamente via comparação (usando critério estatístico) entre as concentrações efluentes efetivamente medidas na saída e aquelas determinadas pelas equações características de cada regime hidráulico – ou seja, por meio de simulações matemáticas. Além do regime hidráulico, esse método permite a obtenção da constante cinética de reação k . Essa abordagem já foi adotada por Patza (2006) e Hartmann (2006), porém, esses trabalhos se constituíram em estudos de caso a respeito apenas de reatores anaeróbios. Por isso, está se buscando ampliar o uso desse método da modelagem matemática para avaliar também outros tipos de reatores (de digestão aeróbia e anaeróbia), operando sob diferentes escalas e condições ambientais e operacionais.

Diante deste contexto, o objetivo do estudo realizado foi aplicar e avaliar recursos de modelagem matemática para a definição do regime hidráulico e das constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica para diferentes tipologias de reatores de tratamento de esgoto sanitário.

Fluxo Pistão

De forma simplificada, o escoamento em fluxo pistão (FP) 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, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal. Para que isso ocorra, os reatores devem ter uma alta relação comprimento/largura, de modo que todas as partículas permaneçam dentro do sistema durante um mesmo período de tempo. Na extensão inicial 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 é 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. Da equação resultante de manipulações matemáticas e considerando o regime permanente e reações de primeira ordem, que são as que ocorrem na degradação de matéria orgânica, obtém-se a concentração do composto após o tempo em que o afluente permanece dentro do reator:

$$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad \text{equação (1)}$$

Na equação, C é a concentração efluente (ML^{-3}), C_0 é a concentração afluente ao reator (ML^{-3}), k é a constante cinética de reação de primeira ordem (T^{-1}) e t é o tempo que o afluente permanece dentro do reator (T).

Mistura Completa

Nos reatores de mistura completa (MC) há máxima dispersão longitudinal, ou seja, as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea e a concentração em qualquer ponto do reator é igual à concentração de saída. O conteúdo do reator apresenta-se de forma homogênea, não havendo variabilidade espacial como no caso do fluxo em pistão.

Considera-se que os reatores de mistura completa possuem maior estabilidade operacional, visto que absorvem melhor cargas choque (de matéria orgânica, temperatura, etc.). Após o balanço de massa realizado sobre o reator inteiro e considerações como regime permanente e ocorrência de reação de primeira ordem, chega-se à equação governante do regime de mistura completa:

$$C = \frac{C_0}{1 + k \cdot t} \quad \text{equação (2)}$$

Fluxo Disperso

Os regimes de mistura completa e fluxo pistão são modelos matemáticos elaborados considerando condições ideais. Por isso, o chamado fluxo disperso (FD), fluxo real ou fluxo arbitrário, representa a ocorrência de um grau de mistura intermediário e considera o número de dispersão “d”, adimensional, calculado da seguinte forma:

$$d = \frac{D}{U \cdot L} \quad \text{equação (3)}$$

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 que o valor de “d” nos reatores de fluxo pistão seja igual a zero, enquanto nos de mistura completa o valor seria infinito. 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. Um dos mais utilizados modelos preditivos do número de dispersão é o de Wehner e Wilhelm.

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

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

MATERIAIS E MÉTODOS

No presente estudo, foi utilizada a abordagem da modelagem matemática para obtenção do regime hidráulico e da constante de remoção de matéria orgânica (k) de melhor ajuste aos reatores estudados. Foram selecionados dez reatores de oito tipos diferentes, já que se pretendeu analisar e comparar diferentes princípios de tratamento (anaeróbios e aeróbios). Foram usados dados secundários, obtidos em dissertações de mestrado, teses de doutorado ou artigos científicos, e os dados a respeito dos reatores estão na Tabela 1.

Tabela 1: Reatores usados nas simulações matemáticas.

Tipo de sistema	Sistema	Fonte (Autor)	Tipo	Parâmetro
Aeróbios	Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS)	Barbosa (2006) ¹	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO
		Chagas (2006) ²	Dissertação de Mestrado	DBO total e DQO (total na entrada / 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	Dissertação de Mestrado	DBO e DQO (filtradas na saída)
		Ellis e Rodrigues (1993) ⁴	Artigo Científico	DBO e DQO (filtradas na saída)
	Wetland de Fluxo Sub-Superficial	Valentim (1999)	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.

De maneira geral, 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, no afluente e no efluente. Há que se considerar que a DQO contabiliza todos os compostos quimicamente oxidáveis, e não apenas a matéria orgânica biodegradável que é medida no ensaio de DBO. A exceção ocorreu para o caso das lagoas facultativas, que foram modeladas com concentrações efluentes em termos de DBO e DQO filtrada, conforme recomendado por Von Sperling (1996), já que a DBO/DQO efluente é exercida tanto pela matéria orgânica remanescente quanto pelo conteúdo de sólidos em suspensão formado também por biomassa suspensa.

Para cada um dos reatores, foram tabulados em diferentes arquivos formato “.txt” os dados de TDH e de concentrações de entrada e de saída (em termos de DBO e/ou DQO). Adotou-se uma faixa de k variando entre 0,05 e 5 dia^{-1} , com intervalo de 0,05 dia^{-1} entre eles, abarcando nesta faixa praticamente todos os valores analisados durante revisão bibliográfica – de 0,045 dia^{-1} em uma lagoa facultativa até 2,6 dia^{-1} obtido por Patza (2006) para tanque séptico. Tais valores de k foram tabulados também em arquivo “.txt”.

Foram inseridos nas equações governantes de cada um dos regimes hidráulicos (eqs. 1, 2 e 4), com cada um dos valores de k simulados, os dados da concentração afluente (C_0) e de TDH, 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 ” (entre 0,05 e 4, com intervalos de 0,05). Em seguida, por meio de análise estatística, foram comparadas as séries de concentrações efluentes calculadas via simulação matemática (para cada regime hidráulico e cada “ k ” simulado) com as concentrações efetivamente monitoradas. Então, foram comparados os resultados (valores de critério estatístico), registrando-se o de melhor ajuste e o valor de “ k ”, além do regime hidráulico que o gerou. Uma ilustração do procedimento realizado para cada um dos regimes hidráulicos encontra-se na figura 1.

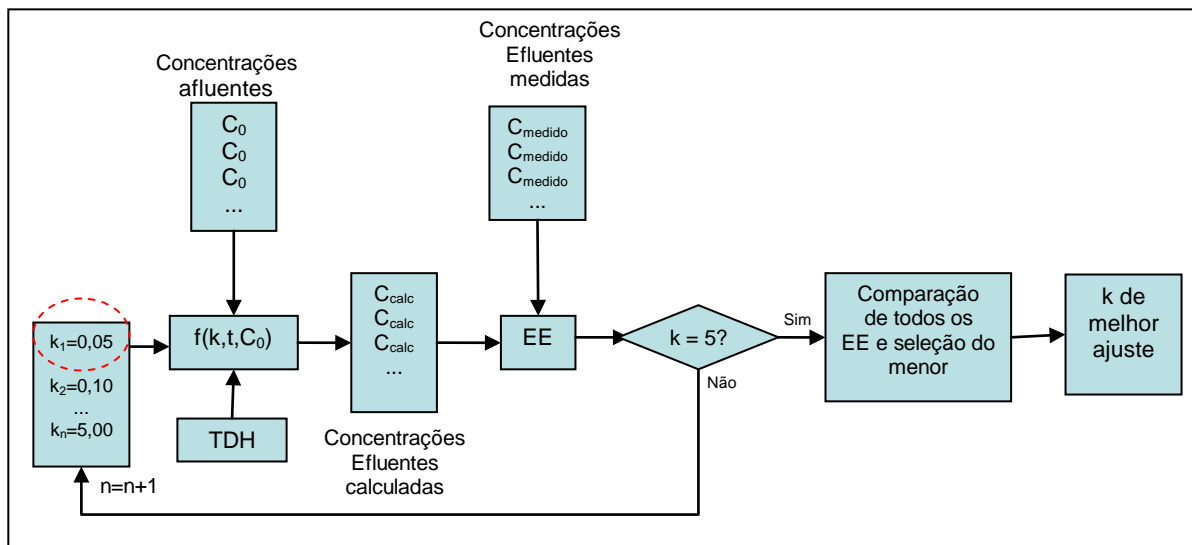


Figura 1: Fluxograma de cálculos das simulações matemáticas para cada um dos regimes

Como critério estatístico para comparação entre os dados resultantes de cálculos matemáticos e os verificados na realidade, foi adotado o erro padrão da estimativa (EE), já utilizado por Patza (2006) e Hartmann (2006). O EE é capaz de medir a precisão das previsões realizadas através do cálculo da variação dessas previsões em torno da reta de regressão, e é calculado de acordo com a equação apresentada abaixo, onde y é o valor calculado, \bar{y} o valor medido e n o número de amostras.

$$E = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n}} \quad \text{equação (5)}$$

Buscou-se automatizar a condução das simulações matemáticas pela elaboração de um programa computacional capaz de realizá-las mais rapidamente. Utilizou-se o software Delphi 5.0, programação orientada a objeto, com utilização de linguagem Pascal. Previamente à utilização para as simulações, o programa foi calibrado utilizando-se condições simples com poucos dados, comparados com cálculos realizados via planilha eletrônica, e resultados de outros autores.

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. Neste trabalho, não foram corrigidos os valores de k para uma temperatura padrão (k_{20}), portanto, sempre que forem utilizadas as constantes cinéticas obtidas por essas simulações matemáticas, deverão ser destacadas as temperaturas para as quais são válidas.

RESULTADOS

Os resultados obtidos para as tipologias de reator apresentados estão compilados na Tabela 2. Deve-se levar em consideração as condições operacionais e ambientais para as quais foram geradas, e tais dados podem ser obtidos nos trabalhos de onde os dados foram retirados.

Tabela 2: Compilação dos resultados das simulações matemáticas.

Sistema	Reator	TDH	Parâmetro	Resultados	
				Regime Hidráulico	k (dia ⁻¹)
Aeróbio	Lagoa Aerada	4,8 d	DBO	FD (d=0,25)	0,3
			DQO	FD (d=1,4)	0,45
		2,4 d	DBO	FD (d=0,95)	0,4
			DQO	FD (d=1,5)	0,5
		1,4 d	DBO	FD (d=3,4)	1,3
			DQO	FD (d=0,5)	1,3
	FBAS 1	4 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
	FBAS 2	1,21 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
		≈ 3,03 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
	FBP	3,35 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
		2,4 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
		1,68 h	DBO	FP	5
			DQO	FP	5
Aeróbio/ Anaeróbio	Wetland Sub-superficial	1 d (leito quadrado)	DQO	FD (d=2,7)	1,2
		1 d (leito retangular)		FD (d=2,5)	1,1
		5 d (leito quadrado)		FD (d=2,2)	0,85
		5 d (leito retangular)		FD (d=4)	0,95
	LF 1	13,9 d	DBO	FP	0,05
			DQO	FD (d=0,1)	0,05
	LF 2	9,3 - 19 d	DBO	MC	0,3
Anaeróbio	Filtro Anaeróbio	12,16 - 27,65 h	DBO	FD (d=0,4)	0,45
			DQO	MC	0,5
	UASB	8,04 - 18,27 h	DBO	MC	3,8
			DQO	MC	2,65
	Lagoa Anaeróbia	5,8 d	DBO	FD (d=4)	0,35
			DQO	FD (d=1,9)	0,35

FBAS: Filtro Biológico Aerado Submerso; FBP: Filtro Biológico Percolador; LF: Lagoa Facultativa.
 FP: Fluxo Pistão; MC: Mistura Completa; FD: Fluxo Disperso.

Lagoa Aerada

A lagoa aerada foi simulada com três diferentes TDHs (4,8; 2,4 e 1,4 dias). O resultado de uma das simulações, com TDH de 4,8 dias e com dados de DBO, é ilustrado de forma gráfica na figura 2. Ela mostra os resultados de EE para cada um dos regimes e valores de k simulados. Os menores valores de EE representam os k 's de melhor ajuste.

Todas as simulações da lagoa aerada indicaram ocorrência de fluxo disperso. Porém, os números de dispersão variaram entre 0,25 (tendência a FP) e 3,4 (tendência a MC); deve-se ressaltar, no entanto, que essa lagoa reator conta com aeradores, o que teoricamente deveria favorecer condições de mistura mais intensas (maior tendência a mistura completa) em relação àqueles reatores que não possuem tais dispositivos.

Com relação à constante cinética, notou-se certa proximidade nos valores de k obtidos para os dois maiores TDHs analisados (2,4 e 4,8 dia) – entre 0,3 e 0,5 dia^{-1} . No caso do TDH=1,4 dia, o valor de k foi de 1,3 dia^{-1} (para DBO e DQO). Portanto, percebe-se que à medida que o TDH diminuiu, o valor de k aumentou. Isso ocorre porque as equações dos três modelos hidráulicos relacionam o quociente C/C_0 ao produto “ $k.t$ ”, e, mesmo que a eficiência dos reatores não seja a mesma, uma diminuição no TDH do reator é acompanhada por um aumento de k .

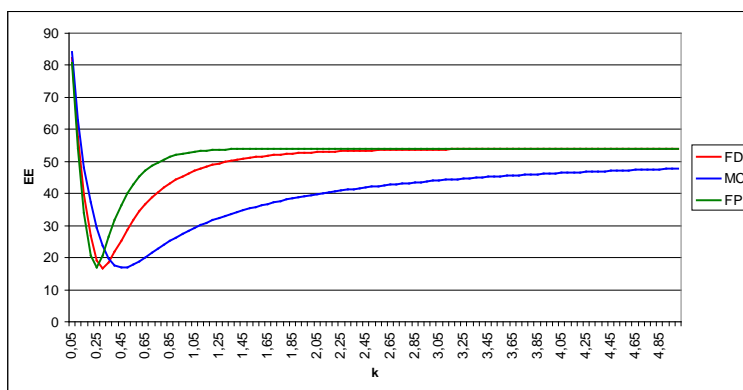


Figura 2: Resultados para Lagoa Aerada (TDH=4,8 dias) usando DBO.

Filtros Biológicos (FBAS e FBP)

Todos os resultados obtidos para os FBAS e os FBP analisados apresentaram o mesmo padrão de resultado, ilustrado pela figura 3.

Esperava-se que os gráficos fossem similares aos obtidos para a Lagoa Aerada e para o restante dos reatores, com curvas decrescendo até chegar a um valor mínimo de EE e aumentando posteriormente. No entanto, foram obtidas curvas que parecem não atingir um valor efetivamente mínimo de EE na faixa de k simulada, de modo que o k apontado como o de melhor ajuste foi 5 dia^{-1} (para o regime de FP) em todos os casos.

Acredita-se que isso tenha ocorrido devido aos baixos TDHs de operação (variando de 1,2 a 4 h), pois os filtros biológicos em questão eram reatores em escala piloto. Isso reafirma a observação anterior de que há uma relação entre k e TDH. Ou seja, neste caso, o k teria que ser muito alto para poder atingir as eficiências de remoção de matéria orgânica verificadas para compensar os baixos TDHs.

Wetlands

De maneira geral, os resultados dos *wetlands* seguiram o mesmo padrão que a lagoa aerada, em termos dos formatos das curvas resultantes das simulações. Analisando-se a influência do aumento do TDH de 1 dia para 5 dias nos resultados, verificou-se que para o leito retangular (relação comprimento/largura igual a 4), o k passou de 1,1 para 0,95 dia^{-1} . No leito quadrado, o k diminuiu de 1,2 para 0,85 dia^{-1} . Novamente, nota-se uma relação inversamente proporcional entre TDH e k (aumento de TDH se refletindo em diminuição de k).

Com relação ao formato, notou-se que para TDH=1 dia os resultados foram praticamente os mesmos, independente da relação comprimento/largura do leito. Para TDH=5 dias, o leito retangular apresentou maior número de dispersão ($d=4$ contra 2,2 no leito quadrado) e maior k (0,95 contra 0,85 dia^{-1}). Isso de certa forma

vai de encontro ao esperado, que seria um formato retangular favorecer a ocorrência de fluxo pistão, ou seja, um menor d .

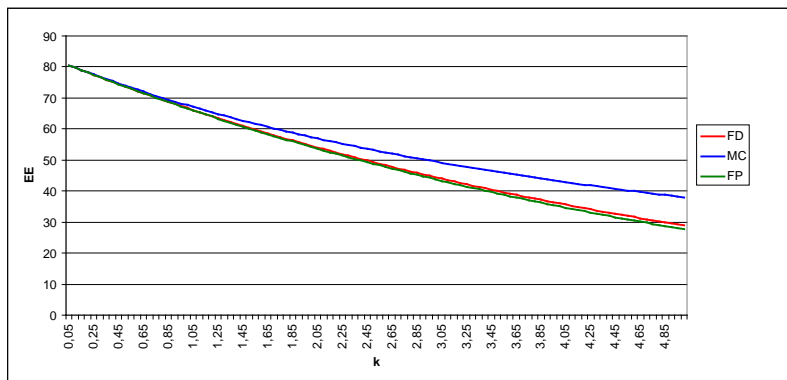


Figura 3: Resultados para FBAS 1 usando dados de DBO.

Filtro Anaeróbio

Comparando-se os resultados obtidos para o filtro anaeróbio com os dos filtros biológicos aeróbios, nota-se uma grande diferença nas características das respostas. Enquanto nos FBAS e no FBP não foram encontradas curvas tendendo para valores mínimos dentro da faixa de k considerada, as simulações feitas para o Filtro Anaeróbio resultaram em curvas seguindo o mesmo padrão do restante dos reatores, possivelmente devido ao maior TDH (variou entre 12 e 27h, aproximadamente), já que se trata de uma unidade em escala real. Para DQO, o menor EE ocorreu para MC, enquanto para DBO foi para um FD tendendo a fluxo pistão ($d=0,4$).

UASB

Para o reator UASB, as simulações utilizando dados de DBO e de DQO apontaram para a ocorrência de mistura completa – resultados ilustrados na figura 4. 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%).

Lagoa Anaeróbia

A constante de remoção de matéria orgânica obtida para as simulações da lagoa anaeróbia em estudo foi de $0,35 \text{ dia}^{-1}$ (para DBO e para DQO). Independente do parâmetro usado para simulação, foi apontada a ocorrência do mesmo regime hidráulico (FD), porém, os números de dispersão calculados foram diferentes – 4 para dados de DBO e 1,9 para dados de DQO.

As constantes de remoção da lagoa anaeróbia foram maiores que das lagoas facultativas e relativamente próximas àsquelas da lagoa aerada (com exceção dos casos em que esta operou com $\text{TDH}=1,4 \text{ dia}$). 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 afluyente, já que esta é uma unidade de tratamento primário. Porém, neste caso, a remoção de DBO pode ocorrer em grande parte devido ao fenômeno de sedimentação, e não somente à biodegradação.

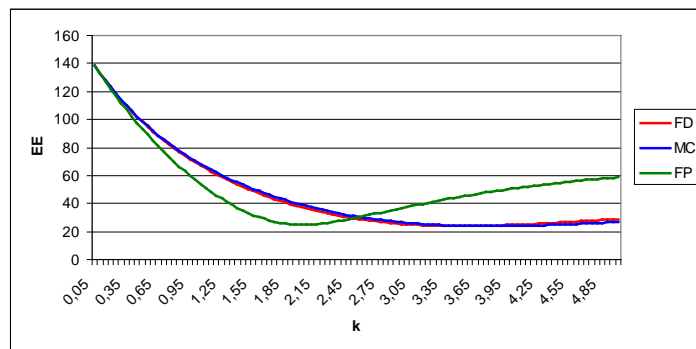


Figura 4: Resultados para UASB com dados de DBO.

Lagoas Facultativas

Para a lagoa facultativa 1, cujo resultado em forma de gráfico está ilustrado na Figura 5, os resultados tanto para DBO e para DQO indicam uma tendência de ocorrência de fluxo pistão. Os k 's resultantes foram os mesmos para as duas situações simuladas – $0,05 \text{ dia}^{-1}$. Esse baixo valor de constante cinética de remoção k provavelmente se origina do alto TDH, típico de uma lagoa facultativa (13,9 dias), e da baixa eficiência registrada no reator – 33,62% para DBO e 26,23% para DQO.

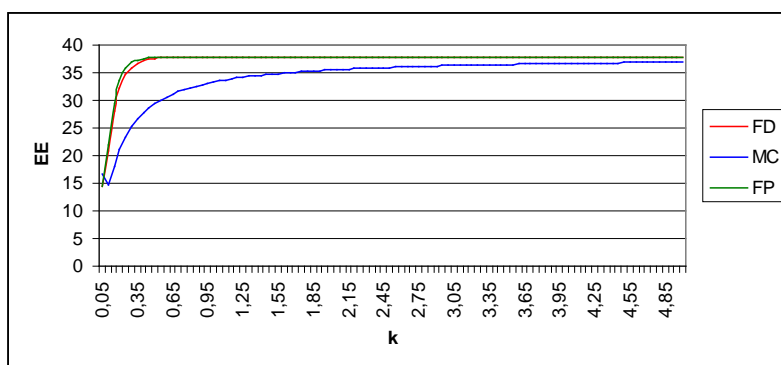


Figura 5: Resultados para lagoa facultativa 1 com dados de DBO.

Para a lagoa facultativa 2, cujos resultados estão ilustrados na figura 6, foram utilizados apenas valores de DBO, resultando em um regime de mistura completa com $k=0,3 \text{ dia}^{-1}$.

A lagoa facultativa LF 1 apontou para valores de k baixos, no limiar inferior da faixa de simulações considerada e menores que todas as outras lagoas – inclusive a outra lagoa facultativa. As características da lagoa facultativa (LF 1) 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 da LF 2. Porém, sua eficiência é bastante inferior (33,62% em média para DBO), e este acaba sendo o fator que explica o fato das constantes cinéticas serem menores, aliado aos altos valores de TDH.

Os baixos valores de k e eficiência da LF 1 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 (o TDH utilizado para a simulação foi o teórico, de projeto), 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.

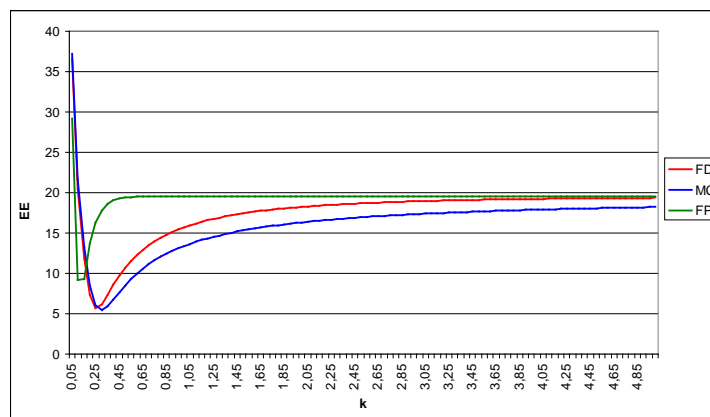


Figura 6: Resultados para a lagoa facultativa 2 com dados de DBO.

Para os reatores lagoa aerada, filtro anaeróbio e UASB foram verificadas as diferenças mais significativas no uso de DBO ou DQO. Para a lagoa anaeróbia e a lagoa facultativa 1, os resultados para DBO e DQO foram praticamente os mesmos, com apenas algumas diferenças pontuais. No caso do reator UASB, ambos os parâmetros resultaram no mesmo regime hidráulico. O valor de k , no entanto, diferiu significativamente, tendo o k para DBO sido maior que para DQO – o único caso em que isso ocorreu, dentre todos os reatores.

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 dos reatores aeróbios, e por isso os resultados não possibilitam encaminhar conclusões a respeito da influência do tipo de biodegradação nos regimes e constantes cinéticas obtidos via simulação matemática.

A lagoa facultativa 1 apresentou os mais baixos valores de k ($0,05 \text{ dia}^{-1}$), seguida pela lagoa facultativa 2, lagoa anaeróbia, filtro anaeróbio e lagoa aerada (TDH de 4,8 e 2,4 dias). Já os mais altos valores foram apontados para o UASB, seguidos de longe pela lagoa aerada (TDH = 1,4 dias) e os *wetlands*. Nota-se que o reator com os maiores valores de k é anaeróbio, e isso vai de encontro ao esperado, já que são os reatores aeróbios que normalmente apresentam taxas mais altas de eficiência de remoção de matéria orgânica.

CONCLUSÕES

Verificou-se que os resultados apontados em termos de constantes cinéticas e regimes hidráulicos estiveram muito mais relacionados aos fatores carga orgânica aplicada, eficiência, escala do reator e TDH do que diretamente com o fato da degradação ser aeróbia ou anaeróbia. Naturalmente, as eficiências e TDHs de um dado reator estarão por sua vez relacionados ao tipo de biodegradação.

De uma forma geral, os k 's resultantes das simulações aumentaram 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. Os filtros biológicos aeróbios estudados, todos em escala piloto, apresentaram resultados seguidos o mesmo padrão, com um valor de k igual ao máximo da escala adotada (5 dia^{-1}) para um regime de fluxo pistão, devido aos baixos valores de TDH associados a alta taxas de eficiência.

Excetuando-se os casos dos filtros biológicos aeróbios, dois dos reatores que resultaram nos maiores valores de k são anaeróbios – UASB e dos *wetlands*. Esse resultado provavelmente é consequência de uma combinação entre um TDH relativamente baixo (quando comparado com as lagoas facultativas, por exemplo) e eficiências relativamente altas de remoção de matéria orgânica. Além disso, 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 dia).

A lagoa facultativa LF 1 apontou para valores de k iguais a $0,05 \text{ dia}^{-1}$ – menores que todas as outras lagoas, devido a seu alto TDH e baixa taxa de eficiência. Isso pode indicar a existência de problemas hidráulicos na lagoa (curtos-circuitos, volumes mortos), fazendo com que o TDH real seja menor que o de projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BARBOSA, S. A. Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico. Curitiba. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 2006.
2. BUSATO, R. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Imbituva. Curitiba. 2004. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 2004.
3. CHAGAS, A. F. Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB. São Paulo. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2006.
4. ELLIS, K. K.; RODRIGUES, P.C.C. Verification of two design approaches for stabilization ponds. Water Research, v. 27, n.9, p.1447-1454, mar. 1993.
5. FABRETI, A. A. Pós-tratamento de efluente de lagoa estabilização através de processo físico-químico. São Paulo. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2006.
6. HARTMANN, C. M. Contribuições para o desenvolvimento de modelo matemático para o dimensionamento de filtros anaeróbios de fluxo ascendente. Curitiba. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 2006.
7. LEVENSPIEL, O. Engenharia das Reações Químicas. Ed. Blucher. São Paulo, Brasil, 2000.
8. MATOS, O. S. Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação. Rio de Janeiro. 2005. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.
9. PATZA, E. Aplicação de modelos matemáticos para definição de parâmetros hidráulicos e cinéticos de tanques sépticos. Curitiba. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 2006.
10. SANTOS, A. S. P. Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos. Rio de Janeiro. 2005. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.
11. TOSCANI, D. C. Aplicação e avaliação 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. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 2010.
12. VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de tanque séptico modificado. Campinas. 1999. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, 1999.
13. VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil, 1996.