NARA ALONSO SALLES

**Cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em
sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados: abordagem utilizando o
ASM**

São Paulo
2019

NARA ALONSO SALLES

**Cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em
sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados: abordagem utilizando o
ASM**

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para a obtenção do título
de Mestre em Ciências

Área de concentração: Engenharia Hidráulica e
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Theo Syrto Octavio de Souza

São Paulo
2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Salles, Nara

Cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados: abordagem utilizando o ASM / N. Salles -- versão corr. -- São Paulo, 2019.
124 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Cotratamento de lixiviado de aterro sanitário 2.Modelação matemática 3.ASM 4.ASM1 5.ASM3 I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

*Ao meu irmão Caio, que sempre me inspirou em
como ser quando eu crescesse.*

AGRADECIMENTOS

Meu agradecimento especial vai ao meu orientador Theo Syrto Octavio de Souza, que em todos os momentos de minha pesquisa esteve aberto a contribuir e me guiar para o melhor desenvolvimento do estudo. E mesmo diante das dificuldades e obstáculos enfrentados durante esse período, sempre me amparou com muita calma e bons conselhos que me incentivaram a seguir adiante.

Aos meus pais e minha família por todo o carinho, apoio e incentivo durante toda a minha vida. Ao meu marido, Guilherme, pela paciência e compreensão nos momentos em que tive que me ausentar para que esse trabalho fosse produzido.

Aos amigos de laboratório e disciplinas do mestrado, em especial, ao Matheus Ribeiro, que esteve sempre presente durante os experimentos realizados, me ensinando e auxiliando, sempre com um sorriso no rosto e muita tranquilidade.

Ao Professor Pedro Além Sobrinho por suas contribuições à melhoria desse trabalho. Ao Professor Roque Passos Pivelli pelos ensinamentos passados em suas disciplinas.

"Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela, tampouco, a sociedade muda".

(Paulo Freire)

RESUMO

Devido a razões ambientais, o tratamento de lixiviados de aterros sanitários faz-se necessário e o cotratamento de lixiviado com esgotos sanitários mostra-se atrativo, uma vez que o sistema de tratamento de esgoto apresenta amplitude operacional, além de consistir em uma medida prática, visto que permite o aproveitamento da estrutura de tratamento já existente em uma ETE. Entretanto, devido à presença de compostos orgânicos refratários, tóxicos e altas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado, a eficiência do tratamento da ETE pode ser diminuída. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi de avaliar o cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários sob uma abordagem de modelação matemática, estudar cenários e prever situações para a avaliação operacional da ETE. Assim, a aplicabilidade do *Activated Sludge Model* No 1 (ASM1) e No 3 (ASM 3) para lagoas aeradas e lodo ativado promovendo o cotratamento de esgoto e lixiviado foi estudada. Os cenários simulados consistiram em proporções crescentes de adição de lixiviado aos sistemas, que variaram de 0 a 10%, sendo para cada um deles avaliado o desenvolvimento de biomassa heterotrófica e autotrófica, consumo de DQO em diferentes frações, nitrificação, consumo de oxigênio e variação da alcalinidade. Experimentos em bancada foram realizados para a obtenção de parâmetros cinéticos da nitrificação, estudando cotratamento por lodo ativado de lixiviados e esgoto em proporções de 1 a 3%. Os resultados obtidos demonstraram que não houve limitação da nitrificação em nenhum dos cenários aplicados e os mesmos foram usados para a calibração do ASM1. Os resultados das simulações indicaram que, antes e depois da calibração, ambos os modelos foram otimistas em relação ao período de partida do sistema e à adaptação das comunidades microbianas frente aos cenários progressivamente agressivos oferecidos pela maior presença de lixiviado. Porém, representou adequadamente os problemas relacionados à manutenção da nitrificação, frente ao aumento da necessidade de aeração e demanda de alcalinidade, além do prejuízo à qualidade do efluente devido à matéria orgânica recalcitrante e, no caso do ASM3, também devido à matéria orgânica biodegradável não hidrolisada. Teve boa aplicabilidade, portanto, como ferramenta para avaliar qualitativamente o comportamento de ETEs ao receber lixiviado para cotratamento, necessitando, porém, de ajustes e detalhamentos adicionais para otimização de sistemas reais.

Palavras-chave: ASM. ASM1. ASM3. Cotratamento. lixiviado de aterro sanitário. modelação matemática.

ABSTRACT

Due to environmental reasons, the treatment of leachate from landfills is necessary and the co-treatment of leachate with sanitary sewage is attractive, since the wastewater treatment system has operational amplitude, besides being a practical measure, since it allows the use of the existing wastewater treatment plant (WWTP) structure. However, due to the presence of inhibitory organic compounds, toxic substances and high concentrations of ammoniacal nitrogen in leachate, the efficiency of the wastewater treatment can be reduced. Therefore, the aim of this work was to evaluate the co-treatment of leachate and sanitary sewage under a mathematical modeling approach, to study scenarios and to predict situations to determine the best operational conditions and practices in the WWTP. Thus, the applicability of Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) and No 3 (ASM 3) to aerated lagoons and activated sludge promoting the co-treatment was studied. The simulated scenarios consisted of leachate addition to the systems, in different concentrations, varying from 0 to 10% of leachate, and for each scenario were evaluated the heterotrophic and autotrophic biomass concentrations, COD consumption in different fractions, nitrification, oxygen and alkalinity consumption. Bench scale experiments using activated sludge were carried out to obtain kinetic parameters of nitrification, studying the co-treatment of leachate and sewage in proportions of 0 to 3% leachate to the sewage. The results showed that there was no limitation of nitrification in any of the applied scenarios and the results were used to support ASM1 calibration. The simulations results indicated that, before and after the model calibration of ASM1, both models were optimistic regarding the growth and time used by the biomass to adapt to the progressively aggressive scenarios offered by the greater presence of leachate. However, the models adequately represented the problems related to the maintenance of nitrification, due to the increased aeration requirement and alkalinity demand, and also predicted the damage to the treated effluent due to recalcitrant organic matter and, in the case of ASM3, also due to biodegradable organic matter that did not suffer hydrolysis. The models presented good applicability as a tool to qualitatively evaluate the behavior of WWTP when co-treating leachate; however, requires adjustments for optimization of real systems.

Keywords: ASM; ASM1; ASM3; co-treatment; landfill leachate; mathematical modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática dos processos metabólicos em um ambiente aeróbio	18
Figura 2 - Fases do crescimento microbiano em batelada (Fonte: adaptado de COMEAU, 2008).	19
Figura 3 - Curva de saturação de Monod (Fonte: BITTON, 2005)	22
Figura 4. Abordagens do ASM 1 e do ASM3 (Fonte: Adaptado de Henze et al., 2000).	31
Figura 5 - Trecho de uma equação do ASM3 implementada na plataforma Simulink®.	45
Figura 6 - Parte do modelo ASM3 implementado na plataforma Simulink®	46
Figura 7 - Montagem dos reatores para os ensaios	59
Figura 8 - Reator em operação durante um ensaio de bancada.....	59
Figura 9 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	63
Figura 10 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a) e biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	65
Figura 11 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	66
Figura 12 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a), nitrito e nitrato (S_{no}) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	69
Figura 13 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (c) e alcalinidade (S_{alk}) (d), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	70

Figura 14 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	72
Figura 15 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a) e biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	74
Figura 16 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	75
Figura 17 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a) e de nitrato e nitrito (S_{no}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)	77
Figura 18 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (a) e alcalinidade (S_{alk}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)	78
Figura 19 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	82
Figura 20 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a), biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	84
Figura 21 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	85
Figura 22 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a), nitrito e nitrato (S_{no}) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	87

Figura 23 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (c) e alcalinidade (S_{alk}) (d), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	88
Figura 24 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	90
Figura 25 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a), biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	92
Figura 26 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■).....	93
Figura 27 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a) e de nitrato e nitrito (S_{no}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)	95
Figura 28 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (a) e alcalinidade (S_{alk}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)	96
Figura 29 - Concentração de biomassa autotrófica de acordo com variação de parâmetros cinéticos e estequiométricos, em análise de sensibilidade. ..	100
Figura 30- Concentração de nitrogênio amoniacal de acordo com variação de parâmetros cinéticos e estequiométricos, em análise de sensibilidade. ..	100
Figura 31 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 1:	102
Figura 32 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 2: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—).....	102
Figura 33 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 3: : reator 1 (—■—); reator 2 (—●—).....	103
Figura 34 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 4: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—).....	103
Figura 35 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 1	105

Figura 36 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 2	105
Figura 37 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 3	106
Figura 38 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 4	106
Figura 39 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 1 - Reator 1	108
Figura 40 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 1 - Reator 2	108
Figura 41 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 2 - Reator 1	109
Figura 42 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 2 - Reator 2	109
Figura 43 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 3 - Reator 1	109
Figura 44 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 3 - Reator 2	110
Figura 45 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 4 - Reator 1	110
Figura 46 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 4 - Reator 2	110
Figura 47 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	112
Figura 48 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	112
Figura 49 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)	114
Figura 50 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■).....	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físico-químicas dos esgotos sanitários.....	5
Tabela 2 - Valores típicos para lixiviados de aterro novo, intermediário e velho.....	13
Tabela 3 - Características típicas de lixiviados de aterros brasileiros na fase ácida e metanogênica.....	14
Tabela 4 - Concentrações máximas admissíveis de metais em sistemas biológicos de tratamento (mg.L^{-1}).....	23
Tabela 5 - Processos e fatores estequiométricos que compõem o ASM1	36
Tabela 6 - Matriz cinética e estequiométrica de composição do ASM3.	40
Tabela 7 - Equações para determinação das variáveis estequiométricas X, Y e Z.....	42
Tabela 8 - Parâmetros estequiométricos e valores para o ASM3.....	42
Tabela 9 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados nas simulações com o ASM1	53
Tabela 10 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados nas simulações com o ASM3	54
Tabela 11 - Cenários de simulação propostos	56
Tabela 12 - Parâmetros utilizados na alimentação do ASM.....	57
Tabela 13 - Condições iniciais dos experimentos	58
Tabela 14 - Eficiências de remoção de DQO obtidas nas simulações com o ASM1 e o ASM3	99
Tabela 15 - Resultados obtidos na calibração dos parâmetros do modelo ASM1	107

LISTA DE SÍMBOLOS

μ_m :	Velocidade específica de crescimento
$\mu_{m\acute{a}x}$:	Velocidade específica de crescimento
b_h :	Decaimento de bactérias heterotróficas (d^{-1})
b_n :	Constante de decaimento para bactérias autotróficas nitrificantes (d^{-1})
ASM:	<i>Activated Sludge Model</i>
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mg.L^{-1}$)
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ($mg.L^{-1}$)
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl ($mgN.L^{-1}$)
pH:	Potencial hidrogeniônico
q_{in} :	Vazão de entrada $m^3.d^{-1}$
q_{out} :	Vazão de saída $m^3.d^{-1}$
V_{liq} :	Volume do reator m^3
S_{alk} :	Alcalinidade (mmol)
S_i :	Matéria orgânica inerte solúvel ($mgDQO.L^{-1}$)
S_s :	Substrato facilmente biodegradável ($mgDQO.L^{-1}$)
S_o :	Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
S_{no} :	Nitrogênio como nitrato e nitrito ($mgN.L^{-1}$)
S_{nh} :	Nitrogênio amoniacal ($mgN.L^{-1}$)
X_i :	Matéria orgânica inerte particulada ($mgDQO.L^{-1}$)
X_s :	Substrato lentamente biodegradável ($mgDQO.L^{-1}$)
X_{bh} :	Biomassa heterotrófica ativa ($mgDQO.L^{-1}$)
X_{ba} :	Biomassa autotrófica ativa ($mgDQO.L^{-1}$)
X_p :	Produtos particulados provenientes do decaimento de biomassa ($mgDQO.L^{-1}$)
X_{nd} :	Nitrogênio orgânico particulado biodegradável ($mgN.L^{-1}$)
Y_h :	Coefficiente de produção celular heterotrófico ($mgSSV.mgDQO^{-1}$)
Y_a :	Coefficiente de produção celular autotrófico ($mgSSV.mgDQO^{-1}$)
f_p :	Fração de biomassa produzindo particulados
I_{xb} :	Massa de nitrogênio por massa de DQO na biomassa ($gN.gDQO^{-1}$)
i_{xp} :	Massa de nitrogênio por massa de DQO em produtos da biomassa ($gN.gDQO^{-1}$)
K_S :	Coefficiente de saturação ($gDQO.(m^3)^{-1}$)
K_{OH} :	Coefficiente de meia saturação de oxigênio para biomassa heterotrófica

	$(\text{gO}_2 \cdot (\text{m}^3)^{-1})$
K_{NO} :	Coeficiente de meia saturação de nitrogênio para biomassa heterotrófica denitrificante ($\text{gN-NO}_3^- \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
K_{nh} :	Coeficiente de meia saturação de amônia para biomassa autotrófica ($\text{gN-NH}_3 \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
K_{OA} :	Coeficiente de meia saturação de oxigênio para biomassa autotrófica ($\text{gO}_2 \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
η_g :	Fator de correção para crescimento anóxico de heterotróficas
η_h :	Fator de correção para redução da máxima taxa de hidrólise sob condições anóxicas
k_a :	Velocidade de amonificação ($\text{m}^3\text{DQO} \cdot (\text{g} \cdot \text{dia})^{-1}$)
k_h :	Velocidade específica máxima de hidrólise (gDQO lentamente biodegradável $\cdot (\text{gDQO} \cdot \text{dia})^{-1}$)
K_x :	Coeficiente de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável (g DQO lentamente biodegradável $\cdot \text{g DQO}^{-1}$)
Y_{ho}	Coeficiente de produção celular aeróbio heterotrófico ($\text{g DQO}_{\text{Xh}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xsto}}^{-1}$)
Y_{hnox}	Coeficiente de produção celular anóxico heterotrófico ($\text{g DQO}_{\text{Xh}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xsto}}^{-1}$)
Y_{sto}	Coeficiente de produção celular aeróbio de X_{sto} por S_s ($\text{g DQO}_{\text{Xsto}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Ss}}^{-1}$)
Y_{stonox}	Coeficiente de produção celular anóxico de X_{sto} por S_s ($\text{g DQO}_{\text{Xsto}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Ss}}^{-1}$)
f_{si}	Produção de matéria orgânica inerte solúvel ($\text{g DQO}_{\text{Si}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xs}}^{-1}$)
$f_i=f_{\text{xi}}$	Produção de matéria orgânica inerte particulada durante respiração endógena ($\text{g DQO}_{\text{Xi}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xbm}}^{-1}$)
i_{nsi}	Teor de N em S_i ($\text{g N} \cdot \text{g DQO}_{\text{Si}}^{-1}$)
i_{nss}	Teor de N em S_s ($\text{g N} \cdot \text{g DQO}_{\text{Ss}}^{-1}$)
i_{nxi}	Teor de N em X_i ($\text{g N} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xi}}^{-1}$)
i_{nxs}	Teor de N em X_s ($\text{g N} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xs}}^{-1}$)
i_{nbm}	Teor de N na biomassa ($\text{g N} \cdot (\text{g DQO}_{\text{Xbm}})^{-1}$)
$i_{\text{ssxi}}=i_{\text{xs}}$	SS para DQO por X_i ($\text{g SS} \cdot (\text{g DQO}_{\text{Xi}})^{-1}$)
i_{ssxs}	SS para DQO por X_s ($\text{g SS} \cdot (\text{g DQO}_{\text{Xs}})^{-1}$)
i_{ssbm}	SS para DQO por biomassa ($\text{g SS} \cdot (\text{g DQO}_{\text{Xbm}})^{-1}$)
k_{sto}	Taxa de armazenamento ($\text{g DQO}_{\text{Ss}} \cdot (\text{g DQO}_{\text{Xh}})^{-1} \text{ d}^{-1}$)
n_{nox}	Fator de redução anóxico
K_{oh}	Constante de saturação para S_o ($\text{g O}_2 \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
K_{no}	Constante de saturação para S_{no} ($\text{g NO}_3\text{-N} \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
K_{sto}	Constante de saturação para X_{sto} ($\text{g DQO}_{\text{Xsto}} \cdot \text{g DQO}_{\text{Xh}}^{-1}$)
K_{alk}	Coeficiente de saturação de alcalinidade ($\text{Mole HCO}_3^- \cdot (\text{m}^3)^{-1}$)
b_{ho}	Taxa de respiração endógena aeróbia (d^{-1})
b_{hnox}	Taxa de respiração endógena anóxica (d^{-1})

b_{sto}	Taxa de respiração endógena aeróbia para X_{sto} (d^{-1})
b_{stonox}	Taxa de respiração endógena anóxica para X_{sto} (d^{-1})
K_{anh}	Coeficiente de saturação de amônia para autotróficas ($gN.(m^3)^{-1}$)
K_{ao}	Coeficiente de saturação de oxigênio para autotróficas ($g\ O_2.(m^3)^{-1}$)
K_{aalk}	Coeficiente de saturação de alcalinidade para autotróficas (Mole $HCO_3^-.(m^3)^{-1}$)
b_{ao}	Taxa de respiração aeróbia endógena para autotróficas (d^{-1})
b_{anox}	Taxa de respiração anóxica endógena para autotróficas (d^{-1})

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. ESGOTO SANITÁRIO E TRATAMENTOS APLICADOS	4
3.1.1. SISTEMAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIOS	6
3.1.2. SISTEMAS DE TRATAMENTO AERÓBIOS	7
3.2. LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS E TRATAMENTOS APLICADOS	9
3.2.1. ATERROS SANITÁRIOS	9
3.2.2. LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	10
3.2.3. TRATAMENTOS APLICADOS AOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	14
3.3. METABOLISMO MICROBIANO	17
3.4. MODELAGEM E SIMULAÇÃO DE BIOPROCESSOS	29
3.5. A SÉRIE ASM	30
3.6. O MODELO ASM 1	32
3.6.1. O MODELO CONCEITUAL E OS COMPONENTES DO ASM 1	32
3.6.2. PROCESSOS CONSIDERADOS NO MODELO ASM1	33
3.7. O MODELO ASM3	37
3.8. APLICAÇÃO DA SÉRIE ASM NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS E LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	43
4. METODOLOGIA	45
4.1. IMPLEMENTAÇÃO DOS MODELOS	45
4.2. DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO	55
4.3. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO, DO ESGOTO SANITÁRIO E DEMAIS <i>INPUTS</i> NO MODELO	56
4.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	57
4.5. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO	57
4.5.1. EXPERIMENTOS E ANÁLISES FÍSICO QUÍMICAS	57
4.5.2. CALIBRAÇÃO	59
4.6. PREVISÃO DE COMPORTAMENTOS E ANÁLISE DOS RESULTADOS	60
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1. RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM O ASM 1	61
5.1.1. LAGOAS AERADAS	61
5.1.2. LODOS ATIVADOS	71
5.2. LIMITAÇÕES DO ASM1 PARA SIMULAÇÃO DOS CENÁRIOS ESTUDADOS	79

5.3. RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES COM O ASM 3	80
5.3.1. LAGOAS AERADAS	80
5.3.2. LODOS ATIVADOS	89
5.4. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS PARA LAGOAS AERADAS E LODOS ATIVADOS	96
5.5. DIFERENÇAS NOS RESULTADOS ENTRE ASM1 E ASM3	98
5.6. ANÁLISES DE SENSIBILIDADE	99
5.7. RESULTADOS EXPERIMENTAIS DOS ENSAIOS	101
5.8. CALIBRAÇÃO E OBTENÇÃO DE PARÂMETROS CINÉTICOS	107
5.9. SIMULAÇÃO NO ASM1 A PARTIR DOS PARÂMETROS CALIBRADOS	111
5.9.1. LAGOAS AERADAS	111
5.9.2. LODOS ATIVADOS	113
5.10. CONSIDERAÇÕES SOBRE O COTRATAMENTO DE ESGOTO E LIXIVIADO A PARTIR DOS RESULTADOS OBTIDOS	115
<u>6. CONCLUSÕES</u>	<u>117</u>
<u>7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</u>	<u>119</u>
<u>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	<u>120</u>

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 em agosto de 2010, preconiza em seu art. 54 que a disposição de rejeitos seja realizada em aterros sanitários de maneira controlada, observando as normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e a minimizar os impactos ambientais adversos.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2008, 50,8% dos resíduos sólidos gerados no Brasil eram dispostos em lixões, 22,5% em aterros controlados e 27,3%, apenas, em aterros sanitários. Esta realidade deveria ter sido alterada até 2014, segundo a PNRS. Este prazo havia sido prorrogado por mais quatro anos, porém, também expirou sem que a situação fosse regularizada. Diante disso, novos prazos, considerando escalonamento de datas, de acordo com tamanhos dos municípios, estão sendo discutidos.

Os lixões são locais onde os resíduos são depositados a céu aberto, sem medidas de controle ambiental quanto à contaminação do solo e do ar. Os aterros controlados se diferenciam dos lixões por apresentarem uma gestão mínima implantada, como por exemplo a cobertura do material depositado, controle de entrada dos resíduos e isolamento da área. Porém, não há a coleta e tratamento de gases e lixiviados ali formados. Já os aterros sanitários são locais projetados para receber os resíduos sólidos, com sistemas de coleta de gases gerados na decomposição da matéria orgânica e sistemas de drenagem para coleta dos lixiviados e posterior tratamento. Os lixiviados são gerados através da percolação da água da chuva através dos resíduos, além da própria umidade do material ali depositado.

A composição química dos lixiviados varia de acordo com a idade do aterro sanitário, porém, as principais características encontradas são: altas concentrações de matéria orgânica sendo ela biodegradável ou não, presença de ácidos húmicos e fúlvicos, metais pesados e nitrogênio amoniacal (ABBAS et al., 2009). Por apresentar uma composição química complexa, apresentam alto poder poluidor a mananciais, águas subterrâneas e solo se não submetidos ao devido tratamento.

Nos últimos anos, o tratamento biológico para lixiviados tem atraído mais interesse devido às muitas vantagens relacionadas à facilidade e rapidez com que os microrganismos podem ser cultivados e produzidos (ZHAO et al. 2010). Por isso, o cotratamento de lixiviados de aterros sanitários com esgotos sanitários pode ser bastante atrativo, uma vez que o sistema de tratamento de esgoto apresenta amplitude operacional, possibilitando uma boa flexibilidade no tratamento do lixiviado com o esgoto sanitário (BOCCHIGLIERI, 2010). O cotratamento com esgoto sanitário consiste também na medida mais prática de destinação dos lixiviados, visto que

permite o aproveitamento da estrutura de tratamento já existente em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Entretanto, esta medida é questionável, devido à presença de compostos orgânicos recalcitrantes, altas concentrações de nitrogênio amoniacal e de metais pesados no lixiviado, que podem reduzir a eficiência do tratamento e diminuir a qualidade do efluente final da ETE (CAMPOS, 2014a; RENOU et al., 2007). Diante disso, a proporção entre lixiviados e esgotos sanitários deve ser bem estabelecida para que esta inserção não cause problemas à comunidade microbiana presente no reator biológico. É neste contexto que a modelagem matemática de sistemas de tratamento de esgoto sanitário se sobressai como uma ferramenta importante para definição de possíveis cenários e avaliação de condições operacionais para o cotratamento de lixiviados com esgoto sanitários, ou ainda para o estudo das desvantagens associadas.

Os modelos matemáticos mais utilizados atualmente para tratamento de esgoto sanitário através de processos biológicos do tipo lodo ativado são os da série ASM (*Activated Sludge Model*). Este modelo apresenta quatro versões diferenciadas, basicamente, pela inclusão ou não da remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) através de processos químicos e biológicos. Os conceitos estabelecidos pela série ASM podem ser aplicados para outros tipos de sistemas de tratamento, como o de lagoas aeradas, por exemplo, visto a similaridade com o sistema de lodos ativados, em termos de fisiologia e comunidade microbiana.

Visto a necessidade em se investigar detalhadamente o efeito da adição de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, esta pesquisa se propôs a aplicar os modelos ASM1 e ASM 3 para simular sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados recebendo lixiviado de aterro sanitário para cotratamento com esgoto sanitário. Pretendeu-se, com isto, contribuir com a elucidação do comportamento destes sistemas de tratamento nestas condições, e também com a definição das limitações desta estratégia.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi avaliar o cotratamento de esgoto sanitário com concentrações crescentes de lixiviado de aterro sanitário através de uma abordagem de modelagem e simulação utilizando modelos da série ASM (Activated Sludge Model). Como objetivos específicos, pretendeu-se:

- Implementar e comparar os modelos ASM1 e ASM3 para dois tipos de sistemas de tratamento: lagoas aeradas e lodos ativados;
- Verificar a aplicabilidade e a representatividade do modelo no âmbito do cotratamento;
- Avaliar, através de simulações, o comportamento dos sistemas estudados com relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio em diferentes cenários de concentrações crescentes de lixiviado adicionado ao esgoto sanitário;
- Estudar, por meio de testes de sensibilidade, quais parâmetros do modelo ASM1 têm maior influência nos resultados de nitrificação;
- Através de ensaios experimentais, investigar o impacto na nitrificação e no desempenho de reator em batelada aeróbio tratando esgoto sanitário e concentrações crescentes de lixiviado. E utilizar os dados obtidos para a determinação de parâmetros cinéticos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Esgoto sanitário e tratamentos aplicados

Os esgotos sanitários são compostos por esgotos domésticos, por água proveniente de infiltrações nas redes coletoras de esgotos e por eventuais contribuições industriais. Os esgotos domésticos são gerados em residências e instituições que façam uso da água para fins cotidianos (banheiros, cozinhas, lavanderias, dentre outros). As características dos esgotos variam, principalmente, de acordo com os hábitos da população e a extensão da rede coletora.

Os esgotos sanitários possuem em sua composição sólidos, matéria orgânica, nitrogênio (principalmente nas formas orgânica e amoniacal), fósforo e pode apresentar traços de metais pesados (JORDÃO e PESSOA, 2017).

Os sólidos estão presentes nos esgotos em suas formas suspensas e solúveis. As mesmas apresentam frações fixas e voláteis, sendo as fixas compostas por matéria inorgânica e as frações voláteis por matéria orgânica.

A matéria orgânica carbonácea no esgoto é medida, principalmente, através da demanda química e biológica de oxigênio (DQO e DBO, respectivamente) e da quantificação do carbono orgânico total (COT).

O nitrogênio é encontrado nos esgotos sanitários na forma de amônia (NH_3) e nitrogênio orgânico, predominantemente. A origem da amônia nos esgotos é devido à presença da ureia na urina, que é hidrolisada rapidamente a amônia e, por isso, dificilmente a ureia é detectada no esgoto bruto. A determinação do nitrogênio orgânico junto ao amoniacal é realizada através do método *Kjeldahl*, caracterizando-se o Nitrogênio Total *Kjeldahl* (NTK) (VON SPERLING, 2005), sendo esse o parâmetro de entrada para a matéria orgânica nitrogenada nos modelos matemáticos.

O fósforo é detectado nos esgotos sanitários na forma de fosfatos, sendo eles inorgânicos ou orgânicos. Os fósforos orgânicos estão ligados a cadeias carbônicas. Os inorgânicos são provenientes principalmente de detergentes e, quando solúveis, estão presentes como polifosfatos ou ortofosfatos. Os ortofosfatos são absorvidos diretamente pelo metabolismo biológico. Já os polifosfatos apresentam composição química mais complexa com dois ou mais átomos de fósforo e precisam sofrer hidrólise para que sejam absorvidos pelos microrganismos. Os modelos matemáticos de tratamento de esgotos da série ASM consideram as duas formas como prontamente absorvíveis pelo metabolismo biológico (IAWQ, 1995).

A alcalinidade dos esgotos sanitários, indicador da capacidade tampão do meio devido à presença de bicarbonatos, carbonatos e íons hidroxila, é também fator importante de controle e entrada dos modelos matemáticos. A faixa de concentração normalmente encontrada nos esgotos é de 100 a 250 mgCaCO₃/L (VON SPERLING, 2005).

A Tabela 1 apresenta as faixas de concentração típicas dos parâmetros supracitados encontradas nos esgotos sanitários.

Tabela 1 - Características físico-químicas dos esgotos sanitários

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
Sólidos totais	120-220	180	mg/L	700-1350	1100
▪ Em suspensão	35-70	60	mg/L	200-450	350
▪ Fixos	7-14	10	mg/L	40-100	80
▪ Voláteis	25-60	50	mg/L	165-350	320
▪ Dissolvidos	85-150	120	mg/L	500-900	700
▪ Fixos	50-90	70	mg/L	300-550	400
▪ Voláteis	35-60	50	mg/L	200-350	300
▪ Sedimentáveis	-	-	mL/L	10-20	15
Matéria orgânica					
▪ DBO ₅	40-60	50	mg/L	250-400	300
▪ DQO	80-120	100	mg/L	450-800	600
Nitrogênio total	6-10	8	mgN/L	35-60	45
▪ Nitrogênio orgânico	2,5-4,0	3,5	mgN/L	15-25	20
▪ Amônia	3,5-6,0	4,5	mgN-NH ₃ /L	20-35	25
▪ Nitrito	≈ 0	≈ 0	mgN-NO ₂ ⁻ /L	≈ 0	≈ 0
▪ Nitrato	0,0-0,2	≈ 0	mgN-NO ₃ ⁻ /L	0-1	≈ 0
Fósforo	0,7-2,5	1,0	mgP/L	4-15	7
▪ Fósforo orgânico	0,2-1,0	0,3	mgP/L	1-6	2
▪ Fósforo inorgânico	0,5-1,5	0,7	mgP/L	3-9	5
Metais pesados	≈ 0	≈ 0	mg/L	≈ 0	≈ 0
Alcalinidade	20-40	30	mgCaCO ₃ /L	100-250	200

Fonte: VON SPERLING, 2005

O tratamento de esgotos é essencialmente biológico, porém, é complementado por processos físicos e químicos visando à remoção de substâncias específicas em cada uma das etapas em que esses processos são aplicados.

As etapas que compõem o tratamento de esgotos são subdivididas em: tratamento preliminar, tratamento primário, secundário e, em alguns casos também é aplicado o terciário. O nível do

tratamento a ser aplicado dependerá das características requeridas para o efluente tratado para que esse não altere a qualidade do corpo hídrico receptor.

O tratamento preliminar é composto por processos físicos de remoção de sólidos grosseiros e areia, geralmente, realizados através de gradeamento ou do uso de peneiras, e de desarenadores. O tratamento primário tem o objetivo de remover sólidos sedimentáveis, que também representam parte da matéria orgânica presente no meio. O tratamento primário pode ou não ser aplicado, dependendo do processo biológico escolhido para compor a etapa subsequente do sistema (tratamento secundário). Os tratamentos primários normalmente aplicados são também processos físicos de separação, tais quais a sedimentação e a flotação.

Já o tratamento secundário visa à remoção de matéria orgânica e, eventualmente, também à remoção de nutrientes através do metabolismo microbológico. Dentre os tratamentos biológicos estão os anaeróbios e/ou os aeróbios. (VON SPERLING, 2005; JORDÃO e PESSOA, 2017).

O tratamento terciário tem a finalidade de remover organismos patogênicos, nutrientes e compostos recalcitrantes. Os tratamentos terciários podem ser físicos, químicos e/ou biológicos. Os principais processos aplicados são a desinfecção, adsorção em carvão ativado e o uso de membranas (JORDÃO E PESSOA, 2017).

3.1.1. Sistemas de tratamento anaeróbios

O processo em que a matéria orgânica é degradada e se produz biogás, composto principalmente por metano e dióxido de carbono, é chamado de digestão anaeróbia. Os processos de digestão anaeróbia ocorrem em situações em que há matéria orgânica disponível, porém, baixo potencial de oxirredução, configurando uma condição de anaerobiose (VAN LIER, 2008).

O tratamento anaeróbio é bastante eficiente na remoção de matéria orgânica biodegradável. Além disso, o lodo produzido é estabilizado e produzido em pequena quantidade. (VAN LIER, 2008).

Dentre os principais sistemas anaeróbios para tratamento de águas residuárias, existem os filtros anaeróbios, lagoas anaeróbias e os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). As principais características dos sistemas anaeróbios de tratamento são descritas a seguir (VON SPERLING, 2005):

- Filtros anaeróbios:

A conversão da DBO é realizada por microrganismos aderidos a um meio suporte, normalmente brita, no reator. O fluxo no reator é ascendente e ele trabalha submerso. Para aplicação desse sistema é necessário tratamento primário, podendo ser utilizado um decantador primário ou mesmo fossas sépticas. O lodo produzido já sai estabilizado do sistema.

- Reator UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*:

Os microrganismos ficam dispersos no reator. Este apresenta fluxo do líquido ascendente. O reator tem em sua parte superior uma zona de sedimentação e de coleta de gases. A zona de sedimentação tem a função de permitir a saída do efluente tratado promovendo a sedimentação dos sólidos que retornam ao reator passando pela zona de transição e de digestão. A zona de digestão é onde acontece a digestão anaeróbia propriamente dita, onde se encontra uma manta de lodo. A zona de transição é justamente o local entre a zona de sedimentação e a zona de digestão. Reatores UASB não demandam tratamento primário, e têm baixa produção de lodo. Além disso, o lodo produzido é adensado e estabilizado.

- Lagoas anaeróbias (JORDÃO E PESSOA, 2017):

O processo predominante nas lagoas anaeróbias é o de digestão anaeróbia. Como o próprio nome já diz, a estabilização ocorre sem a utilização de oxigênio. As lagoas anaeróbias são projetadas com profundidades de 3 a 4 metros conferindo menor área superficial e inibindo a introdução de oxigênio dissolvido ao processo.

3.1.2. Sistemas de tratamento aeróbios

Dentre os processos aeróbios de tratamento de esgotos, estão principalmente os filtros aeróbios, lodos ativados e lagoas aeradas. A seguir, são apresentados os principais processos de tratamento aeróbios.

- Filtros percoladores (JORDÃO E PESSOA, 2017):

Os filtros percoladores são reatores com biomassa aderida, e leitos fixos ou móveis. A retenção dos microrganismos acontece através da própria aderência da biomassa ao material suporte presente no reator. O esgoto é distribuído na superfície do sistema e o líquido percola pelo meio suporte, geralmente pedras ou material plástico, com biofilme aderido nele. O biofilme é o responsável pela degradação da matéria orgânica afluenta.

- Lagoas aeradas (EKAMA, 2008):

Existem dois tipos de lagoas aeradas, de mistura completa e facultativas. Lagoas aeradas de mistura completa empregam energia suficiente através dos aeradores, para manterem a biomassa suspensa no meio líquido, enquanto nas lagoas aeradas facultativas, a energia inserida no sistema através dos aeradores é insuficiente para manter a biomassa em suspensão e, assim, ocorre a sedimentação de parte dos sólidos no fundo da lagoa. Esta camada de lodo que se forma no fundo degrada anaerobiamente a matéria orgânica biodegradável.

As lagoas aeradas de mistura completa são, cineticamente, como sistemas de lodos ativados e podem ser modeladas como tal. A principal diferença é em relação ao tempo de detenção hidráulica ser igual à idade do lodo no sistema. Consequentemente, os volumes requeridos por unidade de DQO tratadas pelas lagoas aeradas de mistura completa são superiores aos volumes requeridos por reatores de lodos ativados.

O efluente proveniente das lagoas aeradas apresenta alta concentração de sólidos que precisam ser removidos antes do lançamento em corpo receptor. Normalmente, uma lagoa de decantação é instalada à jusante da lagoa aerada para que seja produzido um efluente clarificado, sem sólidos e com menor DQO.

- Lodo ativado:

O processo de tratamento via lodos ativados possui um reator com biomassa em suspensão, aeração mecanizada ou por ar difuso e recirculação de lodo a partir do decantador secundário. A recirculação é realizada para aumentar a concentração de sólidos no reator e, consequentemente, a idade do lodo, já que retem a biomassa no sistema por tempos superiores ao tempo de detenção hidráulica do esgoto. A alta concentração de sólidos no reator aeróbio aumenta a eficiência na remoção da matéria orgânica.

Além da degradação da matéria orgânica, os sistemas de lodo ativado podem também promover a nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo.

Em um sistema convencional de lodos ativados, o esgoto passa por tratamento preliminar (gradeamento e desarenação) e por decantação primária para ser então introduzido no reator aeróbio. Parte do lodo em excesso, que não é recirculado e deve ser retirado do sistema, é destinado a tratamento específico, composto por adensamento, estabilização e sistema de desidratação.

Existe também o sistema de lodos ativados por aeração prolongada, que é similar ao sistema convencional, porém, a biomassa permanece por mais tempo no sistema (maiores idades do

lodo). Diante disso, há menos substrato disponível para os microrganismos, levando-os a utilizar o próprio material celular para sua manutenção. Assim, o lodo produzido já sai estabilizado do reator. Nesse processo não há a necessidade de decantação primária.

Os flocos biológicos que constituem os lodos ativados são compostos por uma matriz gelatinosa (substâncias poliméricas extracelulares – EPS), por bactérias filamentosas e formadoras de flocos (*Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Corynebacterium*, *Comomonas*, *Brevibacterium*, *Acinetobacter*, *Bacillus*), por protozoários (flagelados, ciliados, amebas, rotíferos) e por fungos (BITTON, 2005).

3.2. Lixiviados de aterros sanitários e tratamentos aplicados

3.2.1. Aterros sanitários

De acordo com a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2008), são produzidos no Brasil cerca de 260 mil toneladas de resíduos por dia. Esse número refere-se ao que foi coletado ou recebido em unidades de destino final, tais quais, lixões a céu aberto, vazadouros em áreas alagadas ou alagáveis, aterros controlados, aterros sanitários, unidades de compostagem e de incineração.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 em agosto de 2010, preconiza que a disposição de rejeitos seja realizada em aterros sanitários de maneira controlada, observando as normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e a minimizar os impactos ambientais adversos.

A disposição dos resíduos em aterros sanitários é considerada, hoje, a forma de disposição mais viável considerando a realidade brasileira, tanto técnica como economicamente (POVINELLI e ALEM SOBRINHO, 2009).

Os aterros sanitários são locais projetados para receber os resíduos sólidos, com estrutura para a coleta das duas principais fontes de poluição provenientes da disposição dos resíduos, o gás resultante da digestão anaeróbia dos resíduos ali depositados e os lixiviados produzidos.

Segundo a NBR 8419/92, em aterros sanitários são utilizadas técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos que não causem danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando impactos ambientais. Os resíduos sólidos têm seu volume reduzido através de técnicas específicas de engenharia, e são confinados nas menores áreas possíveis.

3.2.2. Lixiviados de aterros sanitários

A geração de lixiviados está associada à percolação da água da chuva através dos resíduos sólidos dispostos nos aterros sanitários, assim como à umidade natural desses resíduos. Os lixiviados são compostos por metais pesados, nitrogênio amoniacal, compostos húmicos e fúlvicos, fenóis, sulfetos, além de elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável e não biodegradável (KAMARUDDIN et al., 2015).

As características e concentrações dos compostos presentes no lixiviado dependem do tipo de resíduo disposto no aterro, o que está diretamente relacionado aos hábitos da população, ao grau de decomposição dos resíduos dispostos e a fatores hidrológicos (BIDONE e POVINELLI, 1999).

De acordo com RANZI (2009), a composição do lixiviado pode indicar em qual fase de decomposição se encontram as células em um aterro e, portanto, pode ser relacionada à idade que o aterro sanitário possui. Segundo Campos (2014a), lixiviados “novos” oriundo de células com até 4 anos de operação, apresentam elevada concentração de matéria orgânica biodegradável (DQO superior a 10.000 mg O₂/L, com relação DBO/DQO > 0,3), e pH ácido devido à alta concentração de ácidos graxos. Já os lixiviados “estabilizados” possuem menor concentração de matéria orgânica biodegradável (DQO < 4.000 mg O₂/L, com relação DBO/DQO < 0,1), elevada concentração de matéria orgânica refratária e pH alcalino devido ao aumento de compostos nitrogenados e intensa produção de gases.

Segundo Borges de Castilhos (2003), a decomposição da matéria orgânica nos aterros sanitários acontece por fenômenos físico-químicos e biológicos em presença de água, proveniente da umidade inicial dos resíduos e de precipitações. Os principais fenômenos que compõe a degradação dos resíduos sólidos são: dissolução dos elementos minerais presentes nos resíduos; bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas e carreamento, pela água de percolação, das finas partículas e do material solúvel.

A dissolução de elementos minerais presentes nos resíduos é um fenômeno físico-químico e se caracteriza por originar um soluto com composição idêntica ao do sólido dissolvido. Ela pode ser classificada como dissolução por modo congruente ou não congruente. A primeira implica uma dissolução estequiométrica, porém sem crescimento de uma fase sólida posterior. Na dissolução não congruente, as espécies solubilizadas reagem entre si formando um novo sólido (BORGES DE CASTILHOS, 2003). De acordo com o autor, a velocidade com que a dissolução ocorre é governada pelos fatores:

- pH: interfere na solubilidade dos compostos por deslocamento do equilíbrio físico químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , tanto pela reação química direta desses íons sobre a matéria sólida como interferindo nos índices de oxirredução do meio. A presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos e/ou a solubilização de espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos controlam o pH dos lixiviados de aterro sanitário.
- Temperatura: considerando a cinética de reações, a temperatura do meio interfere na solubilidade de espécies minerais. Para uma grande maioria de compostos, o aumento da temperatura faz com que a sua solubilização aconteça em maior velocidade.
- Capacidade tampão: é a capacidade de o meio aquoso em manter seu pH estável. A capacidade tampão em um aterro sanitário pode interferir nas espécies químicas que estarão em solução nos lixiviados.
- Potencial de oxirredução: em geral, são reações lentas que dependem da ação de microrganismos. Dificilmente, o equilíbrio de oxirredução é atingido no ambiente de um aterro sanitário.
- Complexação: As reações de complexação, normalmente, provocam o aumento da concentração de metais a níveis superiores aos de sua solubilidade normal. Os íons metálicos se ligam a compostos não metálicos, sendo eles ácidos ou bases, chamados de ligantes. Em aterros sanitários, os ligantes comumente encontrados são os cloretos, fosfatos, sulfatos, nitrogênio, ácidos húmicos e aminoácidos.

A partir da ação de microrganismos heterotróficos se iniciam os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos em um aterro sanitário. Predominam os metabolismos aeróbio e anaeróbio condicionados pela disponibilidade de oxigênio dissolvido nas camadas de resíduos (BORGES DE CASTILHOS, 2000).

As fases que compõem os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos sólidos foram descritas por Pohland e Harper (1985), considerando cinco estágios:

- Fase inicial - Aeróbia: quando ocorre o aterramento dos resíduos nas células, inicia-se o acúmulo de umidade no meio. A compactação inicial dos resíduos é realizada e a célula é coberta. Nesse estágio o oxigênio disponível começa a ser consumido por microrganismos aeróbios;
- Fase 2 – Transição: nesta fase, as condições anteriormente aeróbias, passam a anóxicas e anaeróbias. Ocorre o aumento da demanda química de oxigênio (DQO) e de ácidos voláteis. A hidrólise da matéria orgânica acontece por ação de bactérias fermentativas e a formação de ácidos, álcoois e de dióxido de carbono (CO_2) se sucede.

- Fase 3 – Acidogênese: nesta fase não há mais oxigênio disponível. Ácidos carboxílicos, hidrogênio e CO₂ são formados por bactérias acidogênicas que utilizam os metabólitos das bactérias aeróbias como substrato. O pH é reduzido devido à presença de ácidos, além de aumentar as concentrações da demanda bioquímica e química de oxigênio (DBO e DQO, respectivamente). Diante do baixo pH, a solubilização de metais acontece.
- Fase 4 – Metanogênese: produção de metano e dióxido de carbono pelas arqueias metanogênicas, consumindo os ácidos gerados na etapa anterior. Com isso, os valores de DBO e DQO tendem a diminuir uma vez que os ácidos estão sendo consumidos. Da mesma forma ocorre com o pH do meio que tem seu valor aumentado diante da menor concentração dos ácidos. Com o aumento do pH, ocorre a precipitação de alguns metais que estavam dissolvidos anteriormente. O período para que o aterro atinja a fase metanogênica pode variar e depender do clima e da quantidade de água e lixiviado. Em países de clima temperado, o tempo para que o aterro atinja esta fase pode variar de 4 a 5 anos. Já em países de clima tropical, essa fase pode ser alcançada em até 1,5 anos (ALVES, 2012).
- Fase 5 – Maturação: nesta fase ocorre a estabilização das atividades metabólicas, uma vez que a matéria orgânica facilmente biodegradável já foi consumida. Assim, a geração de biogás é diminuída.

3.2.2.1. Caracterização dos lixiviados

Diante das diferenças substanciais entre as características dos lixiviados provenientes da fase ácida e da fase metanogênica, distingue-se os mesmos como sendo lixiviados novos, ou de aterro novo, e lixiviados velhos (ou maduros) ou de aterro velho.

De acordo com Mcbean (1995), lixiviados novos podem ser submetidos à tratamentos por meios biológicos devido à presença de altas cargas orgânicas. Já para os lixiviados velhos, deve-se prever tratamentos adicionais.

Além da diferenciação da qualidade dos lixiviados entre as fases do aterro, há também uma alta variabilidade, em termos qualitativos e quantitativos dos lixiviados, entre aterros diferentes. As condições climáticas, hidrogeológicas, as características dos resíduos e o modo de operação do aterro, são condições que podem alterar as características dos lixiviados (SOUTO, 2009).

A Tabela 2 apresenta os valores típicos de lixiviados em diferentes fases do aterro, considerando aterros internacionais, instalados em países de climas temperados.

Tabela 2 - Valores típicos para lixiviados de aterro novo, intermediário e velho.

Variáveis	Aterro Novo (<5anos)	Aterro Intermediário (5 a 10 anos)	Aterro Velho (>10 anos)
DBO (mg/L)	>1500	500-1500	<500
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
NTK (mg/L)	>2000	1000-2000	<1000
N-NH₄⁺ (mg/L)	>1000	500-1000	<500
pH	6,5	6,5-7,5	<7,5
Biodegradabilidade	Presente	Média	Baixa
DBO/DQO	>0,3	0,1-0,3	<0,1

Fonte: Campos (2014a) adaptado de Renou et al. (2007).

A partir dos valores apresentados na Tabela 2, verifica-se que a biodegradabilidade do lixiviado é reduzida de acordo com a idade do aterro sanitário, e que a DBO verificada em lixiviados de aterros novos é mais elevada do que comumente se encontra em esgotos sanitários.

Souto (2009) compilou dados provenientes de inúmeros aterros brasileiros em diferentes estágios de decomposição, considerando principalmente a fase ácida e a metanogênica dos aterros, o que pode ser considerado como sendo de aterros novos e velhos, respectivamente. Na Tabela 3 estão apresentados os dados compilados para as duas fases do aterro e valores mínimos e máximos encontrados.

Tabela 3 - Características típicas de lixiviados de aterros brasileiros na fase ácida e metanogênica

Variável	Fase ácida (aterro novo)		Fase metanogênica (aterro velho)	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade total (mg/L de CaCO₃)	170	32000	125	20200
Turbidez (UNT)	100	540	0,02	620
Condutividade (µS/cm)	230	45000	100	45000
DBO (mg/L de O₂)	1	55000	3	17200
DQO (mg/L de O₂)	90	100000	20	35000
NTK (mg/L de N)	1,7	3000	0,6	5000
NAT (mg/L de N)	0,07	2000	0,03	3000
N-NO₂⁻ (mg/L de N)	-	-	nd	70
N-NO₃⁻ (mg/L de N)	nd	45	nd	270
P-total (mg/L de P)	nd	260	nd	80
Cloreto (mg/L)	275	4700	20	6900
ST (mg/L)	400	45000	200	29000
STV (mg/L)	78	26700	75	20000
STF (mg/L)	40	28400	100	17000
SST (mg/L)	10	7000	7	12400
Fe total (mg/L)	nd	1400	0,01	720
Cd total (mg/L)	nd	0,1	nd	0,6
Cu (mg/L)	nd	0,8	nd	2,9
Cr (mg/L)	nd	1,2	nd	1,0
Mn total (mg/L)	nd	115	nd	30
Ni (mg/L)	nd	6,5	nd	1,4
Zn (mg/L)	nd	27	nd	35
Pb total (mg/L)	nd	1,5	nd	6,7
CT (NMP/100 mL)	200	5 x 10 ⁷	nd	2 x 10 ⁸

nd = abaixo do limite de detecção; CT coliformes termotolerantes.

Fonte: adaptado de SOUTO, 2009.

3.2.3. Tratamentos aplicados aos lixiviados de aterros sanitários

3.2.3.1. Tratamentos Físico-Químicos

Tratamentos físico-químicos incluem remoção através de arraste com ar, precipitação/coagulação/floculação, processos de oxidação química, adsorção de carvão ativado, processos com o uso de membrana (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), troca iônica, tratamento eletroquímico e flotação. Estas técnicas são frequentemente aplicadas para remover compostos não-biodegradáveis e compostos indesejáveis dos lixiviados de aterros. Eles, normalmente, são aplicados como pré-tratamento, especialmente para lixiviados novos, precedendo um tratamento biológico, ou como pós-tratamento (polimento) para o lixiviado parcialmente estabilizado ou quando a biodegradação

é deficitária devido à presença de compostos recalcitrantes. Esses métodos são usados conjuntamente com métodos biológicos para melhorar a eficiência do tratamento ou torná-los possíveis, ou então para tratar um poluente específico (WISZNIOWSKI et al. 2006).

3.2.3.2. Tratamentos Biológicos

De acordo com Bove et al (2015), os fatores críticos ligados ao tratamento biológico de lixiviados pode ser resumido em: valores baixos de DBO, alto teor de nitrogênio e concentrações de sais, presença de metais pesados e tendência a formar espuma. Métodos biológicos, nos quais a biodegradação é conduzida por microrganismos capazes de decompor poluentes orgânicos, são comumente usados para tratar lixiviados com altas concentrações DBO em combinação com outros processos, devido à dificuldade no cumprimento dos requisitos legais para lançamento. Processos aeróbios são baratos e particularmente eficazes para degradar não só poluentes orgânicos contidos em lixiviados novos com razões de $DBO/DQO > 0,5$ (LEMA et al., 1988), mas também compostos nitrogenados devido à ocorrência de nitrificação/desnitrificação.

No entanto, para lixiviados velhos, com altas concentrações de nitrogênio e pequenas proporções de $DBO/DQO (<0,2)$, esses sistemas são menos adequados, exceto para processos de nitrificação/desnitrificação/processo anammox, o qual poderia ser uma alternativa para remover a amônia e degradar alguma matéria orgânica do lixiviado (GAO et al., 2015)

3.2.3.3. Cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário

O cotratamento de esgoto sanitário com lixiviados de aterros sanitários pode se tornar uma alternativa eficiente para a problemática relacionada à destinação e disposição destes resíduos. O tratamento combinado destes dois efluentes é bastante utilizado em países como Estados Unidos, Japão e países da Europa. Ele foi considerado uma solução viável, porque o lixiviado contribui para a fração nitrogenada enquanto o esgoto contribui com o fósforo necessário (DELBORCHI et al., 2003; ABBAS et al., 2009). Segundo Gierlich e Kollbach (1998), a maioria dos países europeus realiza o cotratamento do lixiviado diluído com esgotos municipais. Del-Borghi et al. (2003) também relataram que uma redução na concentração de poluentes orgânicos ocorreria através da diluição e adaptabilidade do lodo ativado. No entanto, isso é refutado por estudos que relataram que os poluentes orgânicos e metais pesados do lixiviado reduziram a eficiência do tratamento e aumentaram as concentrações de efluentes (GAO et al., 2015). De

acordo com Del-Borghi et al. (2003), a DQO e o nitrogênio amoniacal a partir de uma mistura de lixiviados de aterro sanitário e esgoto sanitário (na proporção de 1/10) podem ser removidos a uma taxa de 126 e 51 mg / L.h, respectivamente, através do tratamento biológico por lodos ativados previamente aclimatados em um tempo de detenção hidráulica de 4 h.

No entanto, mesmo com o uso bastante difundido, esta prática recebe alguns questionamentos devido às características físico-químicas dos lixiviados e sua capacidade de prejudicar ou alterar o bom funcionamento dos sistemas biológicos (FERREIRA et al., 2009). Em função disso, torna-se importante a determinação e validação de proporções aceitáveis entre lixiviados e esgotos sanitários, sem que haja comprometimento dos processos biológicos.

Estudos realizados demonstraram a possibilidade de adição de lixiviados aos esgotos sanitários em proporções relativas à demanda química de oxigênio (DQO) sem causarem problemas à eficiência do tratamento biológico. Boyle e Ham (1974) indicaram a possibilidade de adição de 5% em volume de um lixiviado ao esgoto sanitário, apresentando demanda química de oxigênio (DQO) até 10.000 mg/L, sem que haja alteração da qualidade do efluente final. Henry (1987) demonstrou que esgotos sanitários e lixiviados, apresentando DQO elevada, próximo a 24.000mg/L, podem ser adicionados em uma mistura de 2% em volume. No entanto, diante da variabilidade na composição dos lixiviados dentre países e regiões, é importante destacar que os estudos acima mencionados consideraram lixiviados de aterros estrangeiros e que lixiviados de aterros brasileiros apresentam composição físico-química divergente, por vezes mais concentradas, assim como destacado por Souto (2009). E, frente a esta condição, as adições aceitáveis de lixiviados brasileiros aos esgotos sanitários para tratamento biológico serão, provavelmente, diferentes às apresentadas nos estudos.

Diversos estudos foram realizados até o presente momento para a melhor definição de tratamento e disposição adequada de lixiviados de aterros sanitários. No entanto, Boccheglieri (2010) considera necessários outros estudos para maior compreensão das implicações provenientes do cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários, relacionadas à possível toxicidade aos processos biológicos, às características e qualidade do lodo e do efluente tratado. Campos (2014c) também cita a necessidade de maior entendimento a respeito da qualidade do efluente final, uma vez que os estudos já realizados utilizam variáveis como DQO, DBO e COT para avaliação da eficiência do tratamento aplicado e não distinguem a composição da matéria orgânica entre biodegradável e não biodegradável.

Campos (2014b) destaca que o cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários pode implicar em diversos problemas, tanto operacionais como de qualidade do efluente final, que não são

identificados com monitoramentos convencionais realizados em ETEs, tais quais, análises de nitrogênio, fósforo, DBO e DQO.

3.3. Metabolismo microbiano

O metabolismo microbiano, no tratamento de esgotos, refere-se à utilização de substrato por microrganismos. A metabolização do material orgânico o transforma em produtos estáveis com a liberação de energia. Esse processo de transformação química do material orgânico com liberação de energia é chamado catabolismo. Simultaneamente ao catabolismo ocorre o anabolismo, que é o processo de assimilação e produção de nova massa celular. Se o microrganismo for heterotrófico, a fonte de material para a síntese de massa celular será a matéria orgânica. Se for autotrófico, a síntese ocorrerá através do dióxido de carbono (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Considerando os heterótrofos em ambiente aeróbio, o metabolismo é oxidativo. Ou seja, o catabolismo ocorre através da oxidação do material orgânico pelo oxigênio (respiração aeróbia) e o anabolismo acontece com a síntese de novo material celular, que pode ser medida através da determinação dos sólidos em suspensão.

Outro aspecto do metabolismo microbiano é a respiração endógena, que vem a ser a oxidação da própria massa celular, produzindo um resíduo orgânico não biodegradável conhecido como resíduo endógeno. O decaimento de massa microbiana e, por consequência, a perda de sólidos voláteis no sistema e o consumo de oxigênio, ocorrem em concomitância com o metabolismo de matéria orgânica extracelular. A Figura 1 apresenta um esquema dos processos que compõem o metabolismo microbiano em ambiente aeróbio.

Figura 1 - Representação esquemática dos processos metabólicos em um ambiente aeróbio
(Fonte: adaptado de VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

3.3.1. Cinética do crescimento microbiano

O crescimento microbiano acontece em quatro fases principais (Figura 2) (COMEAU, 2008):

- Fase 1 – Fase lag: Fase em que existe pouco crescimento de biomassa e pouco consumo de substrato. Pode ser considerada uma fase de aclimação;
- Fase 2 – Fase de crescimento exponencial (Fase Log): a biomassa apresenta máxima velocidade de crescimento, consumindo o substrato prontamente biodegradável;
- Fase 3 – Fase estacionária: nesse estágio há pouco substrato disponível e a concentração de biomassa continua relativamente constante;
- Fase 4 – Fase de decaimento: associada ao decaimento da biomassa devido ao consumo das fontes de energia e carbono interno para a sua manutenção, e também devido à predação e lise. Nessa fase, a velocidade de decaimento da biomassa é maior que a de crescimento.

Figura 2 - Fases do crescimento microbiano em batelada
(Fonte: adaptado de COMEAU, 2008).

De acordo com Bitton (2005), existem três principais parâmetros que regem a cinética do crescimento microbiano: coeficiente de produção celular (Y), velocidade de crescimento (μ) e taxa específica de utilização do substrato (q).

A velocidade de crescimento de microrganismos em uma cultura (dX/dt) é proporcional à taxa de utilização de substrato (dS/dt) pelos microrganismos, de acordo com a Equação (1).

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} \quad (1)$$

onde,

dX/dt = taxa de aumento na concentração dos microrganismos em ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

Y = coeficiente de produção celular expresso como mg célula formada por mg de substrato utilizado;

dS/dt = taxa de remoção de substrato em ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

Uma forma simplificada de escrever a Equação 1, mostrando a inter-relação entre os três parâmetros é dada pela Equação (2):

$$\mu = Yq \quad (2)$$

Onde μ corresponde à velocidade específica de crescimento (d^{-1}) e q é a taxa de substrato removida (mg/L/dia).

3.3.1.1. Coeficiente de produção celular Y

O coeficiente de produção celular é a quantidade de biomassa formada por unidade de substrato removida. Reflete a eficiência da conversão de substrato a material celular. O coeficiente de produção celular Y é obtido através da Equação (3) (BITTON, 2005):

$$Y = \frac{X - X_0}{S_0 - S} \quad (3)$$

Onde S_0 e S correspondem à concentração de substrato inicial e final, respectivamente (mg/L), e X_0 e X são as concentrações inicial e final de biomassa, respectivamente.

Diversos fatores influenciam o rendimento de produção celular: tipo de microrganismo, meio de crescimento, concentração de substrato, aceptor de elétrons terminal, pH e temperatura de incubação.

Se for considerada uma cultura pura crescendo em um único substrato, o coeficiente de produção celular Y poderia ser assumido como constante. No entanto, no tratamento de efluentes, existe uma ampla variedade de microrganismos, alguns deles em fase de crescimento logarítmica, muitos em fase estacionária ou em fase de decaimento. Parte da energia é usada para manutenção celular. Então, o coeficiente de produção celular Y tem que ser corrigido considerando o decaimento celular que ocorre durante essa fase. Portanto, a Equação 1 se converte na Equação (4).

$$\mu = Yq - k_d \quad (4)$$

onde k_d é o coeficiente de decaimento endógeno (d^{-1}).

3.3.1.2. Taxa específica de utilização de substrato q

A taxa específica de utilização de substrato é dada pela Equação (5):

$$q = \frac{dS}{dt} / X \quad (5)$$

Sendo que q pode ser determinada pela equação de Monod, conforme Equação (6):

$$q = q_{max} \frac{[S]}{K_s + [S]} \quad (6)$$

Onde K_s é a constante de meia saturação (mg/L).

3.3.1.3. Velocidade específica de crescimento de microrganismos μ

A velocidade específica de crescimento é obtida através da Equação (7):

$$\mu = \frac{dX/dt}{X} \quad (7)$$

Onde μ também pode ser determinada pela equação de Monod:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + [S]} \quad (8)$$

Sendo:

μ_{max} a velocidade específica máxima de crescimento (h^{-1})

S a concentração de substrato (mg/L);

K_s a constante de meia saturação (mg/L).

Em tratamento de esgotos, a idade do lodo θ_c é inversamente proporcional à velocidade específica de crescimento, conforme descrito pela Equação (9) e (10):

$$\mu = \frac{1}{\theta_c} \quad (9)$$

Então:

$$\frac{1}{\theta_c} = Yq - k_d \quad (10)$$

3.3.1.4. Fatores físico químicos que afetam o crescimento microbiano

- Concentração de substrato:

Conforme apresentado anteriormente, a relação entre velocidade de crescimento específico e concentração de substrato é dada pela equação de Monod, conforme Equação (8).

A constante de meia saturação K_s representa a concentração de substrato onde a velocidade específica máxima de crescimento ($\mu_{\max}$) é igual a $\mu_{\max}/2$ (Figura 3). Além disso, K_s indica a afinidade do microrganismo com o substrato, sendo K_s e $\mu_{\max}$ influenciados pela temperatura e fonte de carbono (BITTON, 2005).

Figura 3 - Curva de saturação de Monod (Fonte: BITTON, 2005)

- Temperatura:

Esse fator é um dos mais importantes que afetam o crescimento e sobrevivência de microrganismos. A velocidade de crescimento é regida pela equação de Arrhenius, Equação (11):

$$\mu = A e^{-E/RT} \quad (11)$$

Onde,

A = constante;

E = energia de ativação (kcal.mol^{-1});

R = constante de gás ($\text{kcal.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$);

T = Temperatura absoluta (K).

- pH:

O tratamento biológico de esgotos ocorre geralmente em pH neutro, com pH ótimo em torno de 7, apesar de alguns microrganismos serem obrigatoriamente acidofílicos. Fungos preferem meios ácidos com pH menores que 5. Cianobactérias crescem em pH maior que 7. Crescimento de bactérias provocam um decréscimo no pH do meio devido a liberação de ácidos metabólitos, como ácidos orgânicos. Inversamente, outros organismos conseguem aumentar o pH do meio em que se encontram, assim como as bactérias desnitrificantes, e as algas.

O pH afeta a atividade de enzimas microbianas, interferindo na ionização de produtos químicos e, portanto, desempenha um papel no transporte de nutrientes e substâncias químicas tóxicas para a célula (BITTON, 2005).

- Concentração de oxigênio:

Microrganismos podem crescer na ausência ou presença de oxigênio. Há os que sejam estritamente aeróbios, outros que são facultativos e os estritamente anaeróbios. Os microrganismos aeróbios utilizam o oxigênio comoceptor de elétrons na respiração. E os anaeróbios utilizam outros aceptores de elétrons, assim como sulfato, nitrato ou CO₂. Há também alguns microrganismos que são microaerófilos, que crescem em ambientes com pouco oxigênio (BITTON, 2005).

- Presença de metais:

A presença de metais em concentrações elevadas pode causar inibição do crescimento microbiológico. As concentrações máximas admissíveis de alguns dos principais metais em sistemas de lodos ativados e em reatores anaeróbios são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Concentrações máximas admissíveis de metais em sistemas biológicos de tratamento (mg.L⁻¹).

Metal	Inibição aos lodos ativados	Inibição à digestão anaeróbia
Cd	1	20
Cr	1	110
Cu	1	40
Pb	0,1	340
Zn	0,08	400

Fonte: Sampaio, Oliveira e Bocchiglieri, 1999.

- Toxicidade:

Os microrganismos que formam o lodo biológico têm sensibilidade a determinados substâncias tais quais solventes orgânicos, fenóis, aminas, álcoois, cianetos, benzeno, carbamatos,

proteínas, éteres. Os microrganismos nitrificantes são os que apresentam maior sensibilidade a compostos tóxicos a baixas concentrações, sendo bons indicadores da presença de substâncias tóxicas no esgoto (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014).

- Presença de nutrientes:

Os nutrientes de maior importância para os microrganismos são N, K, P, Na, Cl, Mg, Fe e estes normalmente estão em concentrações suficientes nos esgotos domésticos.

3.3.2. Cinética da nitrificação

A nitrificação é um processo biológico que ocorre em duas fases sequenciais, sendo a primeira a oxidação da amônia a nitrito, realizada por organismos oxidantes de amônia, e a segunda a oxidação do nitrito a nitrato, mediada por organismos oxidantes de nitrito. A nitrificação acontece através do metabolismo microbológico de bactérias autotróficas que, diferente das heterotróficas, que obtém o carbono através de matéria orgânica, utilizam o carbono proveniente do CO₂ dissolvido e a energia, para produção de biomassa, através da oxidação da amônia a nitrato. Isso faz com que o crescimento das autotróficas ocorra muito mais lentamente que o das heterotróficas.

Originalmente, acreditava-se que apenas as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* mediavam os processos de nitrificação. No entanto, foi descoberto, que existem outros gêneros de organismos também capazes de mediar esse processo. As nitrificantes utilizam a amônia e o nitrito para a obtenção de energia. Além disso, também utilizam parte da amônia para a síntese de material celular, suprimindo a necessidade de nitrogênio nesse processo. O nitrogênio utilizado na síntese de material celular representa uma pequena parcela de toda a amônia nitrificada e, por essa razão, muitos modelos de estado estacionário negligenciam esta parcela e consideram as nitrificantes agindo apenas como agentes catalisadores do processo de nitrificação (EKAMA, 2008).

Estequiometricamente, as reações de nitrificação podem ser descritas conforme Equações (12) e (13):

A partir das equações 12 e 13 apresentadas, a necessidade de oxigênio para a nitrificação é determinada como sendo igual a 4,57 mgO₂/mgN utilizado. Se for considerada a amônia utilizada na síntese de biomassa, a necessidade de oxigênio por mg de amônia nitrificada é ligeiramente menor, com valores inferiores a 4,3 mgO₂/mg amônia. O ASM1 adota esta abordagem, e essa é uma das razões para a diferença que se identifica entre os modelos estacionários e os modelos mais complexos (EKAMA, 2008).

Ainda de acordo com Ekama (2008), a conversão de amônia a nitrito acontece muito mais lentamente que a conversão do nitrito a nitrato. Portanto, considera-se, na maioria das situações em estações de tratamento municipais, que a transformação do nitrito a nitrato acontece praticamente de imediato. Por esse motivo, na modelagem da cinética de nitrificação, apenas a taxa de conversão da amônia a nitrito é considerada e caracteriza-se, portanto, como o fator limitante deste processo.

Downing *et al* (1964) demonstraram que o crescimento das nitrificantes pode ser descrito com o auxílio da equação de Monod (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999), conforme a Equação (14).

$$\frac{dX_n}{dt} = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d$$

Com

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = \mu X_n = \frac{\mu_m X_n N_a}{N_a + K_n}$$

e

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -b_n X_n \quad (14)$$

Sendo:

X_n = concentração de nitrificantes em mgSSV.l⁻¹

dX_n/dt = taxa de variação da concentração de nitrificantes em mgSSV.d⁻¹
(taxa de crescimento líquido)

$(dX_n/dt)_c$ = taxa de crescimento das nitrificantes em mgSSV.d⁻¹

(taxa de crescimento bruto)

$(dX_n/dt)_d$ = taxa de decaimento das nitrificantes em mgSSV.d^{-1}

μ = velocidade específica de crescimento de nitrificantes (d^{-1})

μ_m = velocidade específica máxima de crescimento de nitrificantes (d^{-1})

N_a = concentração de nitrogênio amoniacal (mg.l^{-1})

b_n = constante de decaimento de nitrificantes (d^{-1})

K_n = constante de meia saturação de Monod (mg N.l^{-1})

A velocidade específica de crescimento μ na equação de Monod representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo. E, analisando a Equação 14, verifica-se que o crescimento μ depende da concentração de substrato (N_a). Em uma alta concentração de N_a , na saturação, o valor de μ_m é atingido.

A concentração de nitrogênio amoniacal residual é calculada através da equação proposta por Downing et al (1964) para sistemas de lodo ativado completamente misturados em estado estacionário. Considerando estas condições, não ocorre variação de massa de nitrificantes, ou seja, a velocidade de crescimento líquido é igual à taxa de descarga de lodo. Assim, a taxa de crescimento líquido é igual à taxa de crescimento total menos a taxa de decaimento. Com isso, tem-se:

$$\frac{dX_n}{dt} = 0 = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e \quad (15)$$

Com,

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e = -\frac{X_n}{R_s} \quad (16)$$

Sendo:

R_s = idade do lodo (d)

$(dX_n/dt)_e$ = taxa de descarga das nitrificantes em mgSSV.d^{-1}

Através das equações (14) e (16) e rearranjando-as, tem-se a Equação 17, que apresenta a concentração de amônia no reator de lodo ativado e, conseqüentemente, no efluente.

$$N_a = \frac{K_n \left(b_n + \frac{1}{R_s} \right)}{\left[\mu_m - \left(b_n + \frac{1}{R_s} \right) \right]} \quad (17)$$

A equação mostra que a eficiência do processo de nitrificação independe da concentração afluyente de nitrogênio amoniacal e sim das constantes cinéticas K_n , μ_m e b_n , além da idade do lodo (R_s), que é uma variável de processo.

Uma vez que a concentração residual de nitrogênio amoniacal independe de sua concentração afluyente, e, logicamente, a concentração residual não pode ser superior à concentração de amônia afluyente, é definida uma idade do lodo mínima (R_{sm}) para que a nitrificação ocorra de maneira eficiente, expressa através da Equação (18).

$$R_{sm} = \frac{1}{(\mu_m - b_n)} \quad (18)$$

Até uma idade do lodo igual à R_{sm} , a nitrificação não é desenvolvida pois o descarte de nitrificantes é maior que o crescimento líquido (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

3.3.2.1. Fatores que interferem na nitrificação

- Características do afluyente

Foi observado que a velocidade específica máxima de crescimento μ_m das nitrificantes é bastante específica para o tipo de afluyente e que, além disso, o mesmo afluyente pode apresentar diferente taxa entre diferentes bateladas. De acordo com Ekama (2008), este efeito parece estar relacionado à natureza inibitória de algumas substâncias presentes no líquido. Normalmente, as substâncias inibitórias estão mais presentes em efluentes industriais. Então, quanto maiores as contribuições de efluentes industriais às vazões de esgotos municipais, menores as taxas específicas máximas de crescimento tendem a ser. As substâncias que causam os efeitos inibitórios não foram claramente identificadas (EKAMA, 2008).

- Temperatura

A constante de meia saturação (K_n), a velocidade específica máxima de crescimento (μ_m) e a taxa de respiração endógena (b_n) são suscetíveis à temperatura. As equações 19, 20 e 21 apresentam as relações de dependência das constantes com a temperatura.

$$\mu_m = \mu_{m20}(\Theta_n)^{(T-20)} \quad (19)$$

$$K_n = K_{n20}(\Theta_n)^{(T-20)} \quad (20)$$

$$b_n = b_{n20}(\Theta_b)^{(T-20)} \quad (21)$$

Onde,

Θ_n = Sensibilidade à temperatura para a nitrificação = 1,123

Θ_b = Sensibilidade à respiração endógena para a nitrificação = 1,029

De acordo com Van Haandel e Marais (1999), a cada 6°C de aumento na temperatura das águas residuárias, a taxa específica máxima de crescimento dobra.

- Concentração de oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) no licor misto tem influência sobre a nitrificação. Van Haandel e Marais (1999) citam valores entre 0,3 e 2 mg/L de OD, que podem afetar o processo. Essa ampla variação se dá, segundo os autores, provavelmente, devido ao fato de a concentração de OD no líquido variar dentro dos flocos de lodos ativados. É dentro dos flocos que o consumo de oxigênio dissolvido acontece para oxidar o material orgânico e o nitrogênio amoniacal. Diante disso, a depender da concentração de OD no líquido, uma região anóxica no centro do floco pode se formar, impossibilitando a nitrificação de ocorrer. O OD mínimo no líquido para a manutenção de um ambiente aeróbico no centro do floco pode variar com o tamanho do floco, temperatura, taxa de consumo de oxigênio e a intensidade na agitação do meio. No entanto, concentração de oxigênio dissolvido igual ou superior a 2 mg/L são consideradas suficientes para a manutenção da nitrificação.

- pH e Alcalinidade

A velocidade específica máxima de crescimento das nitrificantes (μ_m) sofre bastante influência do pH devido a ação dos íons OH^- e H^+ . Esses íons agem de forma inibitória à nitrificação quando atingem altas concentrações. Em pHs menores que 7, os íons H^+ aumentam na água e, em pHs maiores que 8,5, os íons OH^- é que têm elevação, podendo causar inibição da

nitrificação. Velocidades ótimas de nitrificação são esperadas em pH de 7 a 8,5 (EKAMA,2008).

3.4. Modelagem e simulação de bioprocessos

A modelagem matemática destinada ao tratamento de esgotos tornou-se uma ferramenta bastante aplicada em meados dos anos 90 (GERNAEY *et al.*, 2004; RIVAS, IRIZAR, A., 2008). É bastante útil, uma vez que possibilita descrever e prever situações, avaliar diferentes cenários para estações de tratamento de esgotos, contribuindo no desenvolvimento de novas estratégias de controles operacionais e auxílio no treinamento a operadores, além de apoiar decisões gerenciais.

Dois aspectos de bastante importância na modelagem são o tempo e a escala. Em relação ao tempo, geralmente, os processos podem ser separados em: estado congelado, estado dinâmico e estado estacionário. Os modelos são usualmente feitos para descrever estados dinâmicos, nos quais as variações ocorrem em função do tempo (HENZE *et al.*, 2008).

Um processo que se caracteriza como estado congelado significa que, apesar de mudar com o tempo, não se altera dentro do período considerado no estudo. No outro extremo encontra-se o estado estacionário, em que as reações ocorrem de forma tão rápida e constante que se caracterizam como estando em condições de equilíbrio. Por estarem em condições de equilíbrio, estes processos rápidos não devem ser descritos como estados dinâmicos. Portanto, uma das principais considerações na construção de um modelo matemático é a definição dos processos de interesse, a determinação do período de tempo relevante ao processo em estudo, avaliar a dinâmica do processo e então realizar uma boa descrição dos processos que variam com o tempo (HENZE *et al.*, 2008). Ainda segundo os autores, outro aspecto importante é a configuração do espaço, que também dependerá dos objetivos do modelo. Em geral, para descrever o gradiente de concentrações de componentes relevantes, como por exemplo, o oxigênio, nos reatores das estações de tratamento de esgotos, o tamanho dos mesmos deve ser considerado. Em uma escala diferente, existe um gradiente de concentrações dentro do floco de lodo ativado e que, teoricamente, poderia ser descrito por um modelo. Porém, em modelagem de lodos ativados, este gradiente é geralmente negligenciado, por não ser relevante o suficiente para a caracterização dos processos. Esse fato sugere que os modelos de lodos ativados não são designados para descrever o sistema na escala de comprimento do floco, mas na escala de comprimento do reator.

O nível de detalhe de um modelo de atividade microbiana é outro aspecto relevante. Alguns modelos típicos de ETE's consideram apenas as características do afluente e do efluente relacionados à razão alimento/microrganismos (A/M), pouco conhecendo os processos atuantes na estação de tratamento. Esses modelos são conhecidos como modelos caixa preta.

Refinando um pouco mais as reações bioquímicas preponderantes nos processos de lodos ativados, temos os modelos de caixa cinza, como é o caso do *Activated Sludge Model* (ASM) nº 1, 2 e 2d. Com o acréscimo de informações referentes ao metabolismo de organismos e suas rotas metabólicas, surgem os modelos caixa branca, como é o caso do ASM3.

Os modelos ASM (*Activated Sludge Model*) (Henze *et al.*, 2000) e o *Anaerobic Digestion Model* (ADM) (BATSTONE *et al.*, 2002) são os mais utilizados e têm grande difusão no campo científico e prático. Ambos foram desenvolvidos pela IWA (*International Water Association*).

3.5. A série ASM

A primeira versão do ASM foi lançada ao final dos anos 80. Desde então, várias outras versões do modelo surgiram com a inclusão de novos processos e variáveis, chegando-se atualmente ao ASM 3.

O ASM 1, primeiro da série, contempla basicamente 8 processos biológicos e 13 componentes, representando a matéria carbonácea, e os processos de nitrificação e desnitrificação. A matéria orgânica é descrita como matéria orgânica biodegradável e não biodegradável, e estas são subdivididas em frações rapidamente biodegradáveis e particuladas lentamente biodegradáveis. Estas últimas, por sua vez, sofrem hidrólise, sendo transformadas em moléculas mais simples e de fácil biodegradação.

A evolução do ASM1 ao ASM2 surgiu com a inclusão da remoção química e biológica de fósforo. Este modelo apresenta 19 processos e 20 componentes. O ASM2 considera e descreve a função dos organismos acumuladores de fósforo (*Phosphorus Accumulating Organisms* - PAO), além de incluir dois processos para a descrição da precipitação química do nutriente.

Após a descoberta e inclusão da capacidade desnitrificante de alguns organismos acumuladores de fósforo no modelo, surgiu o ASM2d. Este possui 21 processos e 20 componentes. Esse modelo apresenta como principais limitações: a consideração de que os organismos heterotróficos e os acumuladores de fósforo são homogêneos e não sofrem alterações com o tempo; consideram os produtos de fermentação como sendo o único substrato a ser absorvido pelos acumuladores de fósforo; não há a inclusão da fração da biomassa heterotrófica que armazena PHA (polihidroxialcanoatos) sem liberar fósforo.

O ASM3 é atualmente o último modelo da série e foi aprimorado em relação ao ASM1 resolvendo algumas de suas deficiências. No mais recente modelo, uma etapa de armazenamento interno de material celular, processo já existente no ASM2, foi inserida. Isso significa que, o substrato facilmente biodegradável (S_s) é primeiro consumido e armazenado como um componente celular interno (X_{sto}), para então ser utilizado para o crescimento da biomassa. Além disso, o decaimento bacteriano foi descrito pelo processo de respiração endógena, assim como acontece originalmente, e foi definido igualmente para os microrganismos heterotróficos e autotróficos (AKABOCI, 2013).

A Figura 4 apresenta as diferenciações entre os modelos ASM1 e ASM3, referentes aos microrganismos autotróficos (X_{ba}) e heterotróficos (X_{bh}).

Figura 4. Abordagens do ASM 1 e do ASM3 (Fonte: Adaptado de Henze et al., 2000).

O ASM3 apresenta algumas restrições listadas por Gujer *et al.* (1999):

- O modelo foi desenvolvido para ser aplicado apenas para o tratamento de esgoto sanitário, não sendo recomendado que o mesmo seja utilizado para estações que tratem em conjunto águas residuárias oriundas de processos industriais;
- Recomenda-se que o modelo seja utilizado para estações de lodos ativados e suas variantes, sendo que o mesmo não apresenta processos que descrevem condições anaeróbias;
- O ASM3 foi desenvolvido com base em experiências para uma faixa de temperatura de 8 a 23°C. Valores fora desta faixa podem conduzir a resultados insatisfatórios;
- O desenvolvimento do modelo ASM3 é baseado em experiências com pH variando de 6,5 a 7,5. Quando se esperam valores inferiores a esta faixa, deve ser fornecida a alcalinidade a bicarbonato;

- Não consegue lidar com altas concentrações de nitrito e com sistemas que apresentam baixa idade do lodo (θ_c), ou seja, $\theta_c < 1$ dia.

Além das restrições supracitadas, outras comuns a todos os modelos da série ASM podem ser descritas:

- Simplificação quanto à caracterização dos microrganismos. São separados em grupos que apresentam atividades metabólicas parecidas (Ex: nitrificantes, biomassa heterotrófica), impossibilitando a descrição de fenômenos específicos de microrganismos (avaliação de intermediários de nitrogênio na desnitrificação, efeito de seletores para controle de filamentosas);
- Impossibilidade de aplicação direta de mecanismos de controle bioquímico, como ADP/ATP e NAD/NADH;
- Não descrevem fenômenos como *bulking* filamentoso diante da limitação de substrato.

Visto que os modelos ASM1 e ASM3 foram os utilizados no presente estudo, conforme justificado na seção 4, serão descritos com mais detalhes nas próximas seções.

3.6. O modelo ASM 1

3.6.1. O modelo conceitual e os componentes do ASM 1

O modelo ASM1 (HENZE et al., 2000) utiliza como medida da concentração de material orgânico o parâmetro demanda química de oxigênio (DQO).

A matéria orgânica presente no afluente é subdividida em categorias (HENZE et al. 2000 apud MCKINNEY AND OOTEN, 1969; DOLD et al., 1980). A primeira delas que pode ser citada é a biodegradabilidade. A matéria orgânica não biodegradável é biologicamente inerte, isto é, passa pelo sistema de lodos ativados sem apresentar nenhuma mudança em sua composição. A matéria orgânica inerte pode estar na forma solúvel e particulada, representadas no modelo como S_i e X_i . A matéria orgânica inerte solúvel entra e sai do sistema com a mesma concentração, já a matéria orgânica inerte particulada sai do sistema junto com o lodo descartado, uma vez que ela se prende a ele.

A matéria orgânica biodegradável é subdividida em frações lentamente biodegradáveis (X_s) e rapidamente biodegradáveis (S_s), e são consideradas como sendo particuladas e solúveis,

respectivamente. Essa é uma simplificação do modelo, uma vez que pode existir matéria lentamente biodegradável solúvel.

A matéria nitrogenada é também dividida em frações biodegradáveis e não biodegradáveis, solúveis e particuladas. A fração não biodegradável particulada do nitrogênio está associada à matéria orgânica não biodegradável particulada. Já a porção solúvel é negligenciada e não é incorporada ao modelo. A fração biodegradável é subdividida em amônia (S_{nh}), nitrogênio orgânico solúvel (S_{nd}) e nitrogênio orgânico particulado (X_{nd}). O nitrito e nitrato provenientes da conversão do nitrogênio amoniacal são inseridos no modelo como S_{no} .

3.6.2. Processos considerados no modelo ASM1

O modelo ASM1 incorpora basicamente 8 processos biológicos divididos em crescimento de biomassa autotrófica e heterotrófica, decaimento de biomassa autotrófica e heterotrófica, amonificação de nitrogênio orgânico e hidrólise de material orgânico particulado e de nitrogênio orgânico.

A seguir são descritos brevemente os processos biológicos considerados no modelo ASM1:

1. Crescimento aeróbio de biomassa heterotrófica, representado por X_{bh} no modelo:

A fração de material prontamente biodegradável (S_s) é usada como substrato para o crescimento de biomassa heterotrófica, gerando energia e uma demanda por oxigênio dissolvido (S_o). O crescimento é modelado através da cinética de Monod. A amônia é usada como fonte de nitrogênio para a síntese e incorporação na massa celular. Esse processo é geralmente o principal processo responsável pela produção de biomassa e remoção de DQO.

2. Crescimento anóxico de biomassa heterotrófica (desnitrificação):

Na ausência de oxigênio, a biomassa heterotrófica (X_{bh}) é capaz de utilizar o nitrato (S_{no}) como aceptor de elétrons e o material orgânico prontamente biodegradável (S_s) como substrato. Haverá, com esse processo, a produção de biomassa heterotrófica e de gás nitrogênio como resultado da redução de nitrato. Nessa reação, há a variação de alcalinidade. A cinética de Monod é também aplicada aqui, porém sabe-se que o crescimento de heterotróficas em condições anóxicas é menor que em aerobiose, devido a menores velocidades de crescimento em condições anóxicas ou ao fato de apenas uma fração de heterotróficas serem capazes de utilizar o nitrato como aceptor de elétrons. De qualquer forma, com o objetivo de corrigir essa diferença, aplica-se um fator de correção à

expressão do crescimento anóxico. Esse fator de correção é representado como η_g , e é menor que 1.

3. Crescimento aeróbio de biomassa autotrófica (X_{ba}):

Neste processo, a amônia solúvel entra como fonte de energia para as bactérias nitrificantes, resultando em produção de massa celular autotrófica e nitrato como produtos finais da reação. Além disso, uma pequena quantidade de nitrogênio amoniacal é incorporada à biomassa. O oxigênio é utilizado na mesma proporção em que nitrogênio amoniacal é oxidado. Funções para expressar a dependência de nitrogênio amoniacal e oxigênio (K_{nh} e K_{oa}) são utilizadas. O crescimento aeróbio de biomassa autotrófica é influenciado também pelo pH, no entanto, não foi inserido nenhum fator de dependência devido à complexidade em se prever o pH no reator. Então, problemas potenciais devem ser avaliados através da variação da alcalinidade do sistema.

4. Decaimento da biomassa autotrófica e heterotrófica:

Assume-se no modelo que o decaimento de biomassa resulta na transformação de biomassa ativa em produtos particulados inertes (X_p) e em material lentamente biodegradável (X_s), sendo novamente reinserido no ciclo de hidrólise e crescimento.

5. Amonificação:

Nitrogênio orgânico solúvel é convertido em nitrogênio amoniacal e a equação utilizada no modelo segue a cinética de primeira ordem.

6. Hidrólise de material orgânico lentamente biodegradável e de nitrogênio orgânico:

O material lentamente biodegradável é considerado ser removido da suspensão através de seu aprisionamento no floco e, uma vez nele, reações de conversão em material prontamente biodegradável acontecem. Essas reações são chamadas no modelo de reações de hidrólise, e acontecem de forma extracelular. Considera-se que as reações de hidrólise não envolvem energia, não havendo, portanto, utilização de aceptores de elétrons. O objetivo principal de sua inclusão no modelo é que se considere um atraso em relação à utilização do oxigênio dissolvido uma vez que ele está associado apenas ao crescimento de biomassa através do consumo de material prontamente biodegradável.

Na Tabela 5 são apresentados os processos e fatores estequiométricos que compõem o ASM1. A apresentação das equações individuais consta na seção 4.

Tabela 5 - Processos e fatores estequiométricos que compõem o ASM1

Componente	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Velocidade de reação
	S _i	S _s	X _i	X _s	X _{bh}	X _{ba}	X _p	S _o	S _{no}	S _{nh}	S _{nd}	X _{nd}	S _{alk}	
Processos														
Crescimento aeróbio de heterotróficas		$-\frac{1}{Y_h}$			1			$-\frac{1-Y_h}{Y_h}$		$-i_{xb}$			$\frac{-i_{xb}}{14}$	$\mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) * X_{bh}$
Crescimento anóxico de heterotróficas		$-\frac{1}{Y_h}$			1			$-\frac{1-Y_h}{2,86Y_h}$		$-i_{xb}$			$-\frac{1-Y_h}{14 * 2,86Y_h}$ $-\frac{i_{xb}}{14}$	$\mu_h * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * n_g * X_{bh}$
Crescimento aeróbio de autotróficas						1		$-\frac{4,57-Y_a}{Y_a}$	$\frac{1}{Y_a}$	$-\frac{i_{xb}}{Y_a}$			$-\frac{i_{xb}}{14} - \frac{1}{7Y_a}$	$\mu_a * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) * \left(\frac{S_o}{K_{oa} + S_o}\right) * X_{ba}$
Decaimento de heterotróficas				$\frac{1}{-f_p}$	-1		f_p					$\frac{i_{xb}}{-f_p i_{xp}}$		$b_h * X_{bh}$
Decaimento de autotróficas				$\frac{1}{-f_p}$		-1	f_p					$\frac{i_{xb}}{-f_p i_{xp}}$		$b_a * X_{ba}$
Amonificação de nitrogênio orgânico solúvel										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a * S_{nd} * X_{bh}$
Hidrólise de matéria orgânica		1		-1										$k_h * \frac{X_b/X_{bh}}{K_X + (X_b/X_{bh})} * \left(\left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) + n_h \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right)\right) * X_{bh}$
Hidrólise de matéria nitrogenada											1	-1		$p_7 * (X_{nd}/X_a)$

Fonte: Henze et al. (2000).

3.7. O modelo ASM3

O ASM3 assim como o ASM1, não incluiu a precipitação química entre seus processos, apenas processos microbiológicos.

Comparado ao ASM1, o ASM3 inclui uma descrição mais detalhada de processos que ocorrem dentro das células, como a estocagem de material orgânico, e permite um melhor ajuste relacionado às condições ambientais de processos de decaimento microbiológico. A importância da hidrólise foi reduzida no ASM3 e a degradação de nitrogênio orgânico solúvel e particulado foi integrado à hidrólise, ao decaimento e ao processo de crescimento.

Os processos incluídos no ASM3 são descritos a seguir:

1. Hidrólise:

Esse processo torna disponível todos os substratos lentamente biodegradáveis (X_s) contidos em um afluente de um sistema de lodos ativados. Considera que este processo seja independente de doadores de elétrons para ocorrer, diferindo do ASM1.

2. Armazenamento aeróbio de substrato prontamente biodegradado:

Descreve a estocagem de substrato prontamente biodegradável (S_s) na forma de produto de armazenamento interno das células (X_{sto}). Esse processo requer energia obtida através da respiração aeróbia. É considerado que todo substrato é primeiro transformado em material armazenado (X_{sto}) para depois ser assimilado pela biomassa. Isso não é observado na realidade, porém, não há no momento nenhum modelo realista que consiga prever o fluxo de substrato sendo armazenado, assimilado e dissimilado, respectivamente. No entanto, utilizando um coeficiente de armazenamento (Y_{sto}) baixo e um maior para o subsequente crescimento (Y_{bh}) permite aproximar-se das consequências do crescimento direto ao invés do armazenamento seguido de crescimento.

3. Armazenamento anóxico de substrato prontamente biodegradável:

Mesmo processo que o armazenamento aeróbio, mas a desnitrificação fornece a energia requerida ao invés da respiração aeróbia. Apenas uma fração dos organismos heterotróficos X_{bh} em lodos ativados é capaz de desnitrificar. Portanto, o ASM3 considera isso reduzindo a taxa de armazenamento anóxico por heterotróficas em relação à taxa de armazenamento aeróbio.

4. Crescimento aeróbio de heterotróficos:

O substrato para crescimento de organismos heterotróficos é considerado como sendo a totalidade do material orgânico armazenado (X_{sto}).

5. Crescimento anóxico de heterotróficos:

Mesmo processo que o crescimento aeróbio, mas a desnitrificação fornece a energia requerida ao invés da respiração aeróbia. Apenas uma fração dos organismos heterotróficos X_{bh} em lodos ativados é capaz de desnitrificar. Portanto, o ASM 3 considera isso reduzindo a taxa de armazenamento anóxico por heterotróficas em relação à taxa de armazenamento aeróbio.

6. Respiração endógena aeróbia:

Esse processo descreve todas as formas de perda de biomassa e energia requerida não associada com crescimento, considerando respiração específica em ambiente aeróbio: decaimento, respiração endógena, lise, morte, entre outros. O modelo deste processo é substancialmente diferente do decaimento (lise) considerado no ASM1.

7. Respiração endógena anóxica:

Processo similar à respiração endógena aeróbia, mas normalmente é mais lenta. Especialmente os protozoários são muito menos ativos em ambiente anóxico que em condições aeróbias.

8. Respiração endógena aeróbia de produtos armazenados:

Esse processo é similar à respiração endógena. Ele assegura que os produtos armazenados, X_{sto} , decaem junto com a biomassa.

9. Respiração endógena anóxica de produtos armazenados:

Esse processo é similar ao processo aeróbio, mas considerando condições de desnitrificação.

10. Crescimento aeróbio de autotróficas:

Os organismos autotróficos são formados utilizando o nitrogênio amoniacal na presença de oxigênio. Eles produzem nitrato, consomem alcalinidade.

11. Respiração endógena aeróbia de autotróficas:

Os organismos autotróficos são transformados em partículas inertes através da respiração aeróbia. Nitrogênio amoniacal é liberado de acordo com a proporção de N na biomassa. A alcalinidade sofre ligeiro aumento e a quantidade de sólidos suspensos é reduzida.

12. Respiração endógena anóxica de autotróficas:

Assim como no caso da respiração endógena aeróbia, as autotróficas são transformadas em partículas inertes, porém sob condições anóxicas. Nitrato é consumido e sólidos em suspensão reduzidos.

Na Tabela 6 é apresentada a matriz cinética e estequiométrica de composição do ASM3.

Tabela 6 - Matriz cinética e estequiométrica de composição do ASM3.

Componente	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Velocidade de reação
	SO2	Si	Ss	Snh4	Sn2	Sno	Salk	Xi	Xs	Xbh	Xsto	Xba	Xss	
Processos														
Hidrólise		f _{si}	X ₁	y ₁			z ₁		-1				-i _{xs}	$k_h * \frac{X_s/X_{bh}}{K_X + \left(X_s/X_{bh}\right)} X_{bh}$
Organismos heterotrófico, aeróbios e desnitrificantes														
Armazenamento aeróbio de S _s	X ₂		-1	y ₂			z ₂				Y _{sto}		t ₂	$k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{bh}$
Armazenamento anóxico de S _s			-1	y ₃	-X ₃	X ₃	z ₃				Y _{stonox}		t ₃	$k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{Ss}{Ks + Ss}\right) * X_{bh}$
Crescimento aeróbio de X _{bh}	X ₄			y ₄			z ₄			1	-1/Y _{ho}		t ₄	$\mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + \left(X_{sto}/X_{bh}\right)} * X_{bh}$
Crescimento anóxico de X _{bh}				y ₅	-X ₅	X ₅	z ₅			1	-1/Y _{hnox}		t ₅	$\mu_h * n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + \left(X_{sto}/X_{bh}\right)} * X_{bh}$
Respiração endógena aeróbia	X ₆			y ₆			z ₆	f _i		-1			t ₆	$b_{ho} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{bh}$
Respiração endógena anóxica				y ₇	-X ₇	X ₇	z ₇	f _i		-1		1	t ₇	$b_{hnox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{bh}$
Respiração aeróbia de X _{sto}	X ₈										-1	-1	t ₈	$b_{sto} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{sto}$

Continua.

(Continuação)

Componente	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Velocidade de reação
	S _{O2}	S _i	S _s	S _{nh4}	S _{n2}	S _{no}	S _{alk}	X _i	X _s	X _{bh}	X _{sto}	X _{ba}	X _{ss}	
Respiração anóxica de X _{sto}					- X ₉	X ₉	z ₉				-1	-1	t ₉	$b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{sto}$
<i>Organismos autotróficos, nitrificantes</i>														
Crescimento aeróbio de X _a	X ₁₀			y ₁₀		1/Y _a	z ₁₀						t ₁₀	$\mu_A \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * X_a$
Respiração endógena aeróbia	X ₁₁			y ₁₁			z ₁₁	f _i					t ₁₁	$b_{ao} * \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) * X_a$
Respiração endógena anóxica				y ₁₂	- X ₁₂	X ₁₂	z ₁₂	f _i					t ₁₂	$b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o} \right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_a$

Fonte: Henze et al. (2000).

As Tabelas 7 e 8 apresentam as variáveis estequiométricas relacionadas aos processos do ASM3. As equações para obtenção dos valores de X, Y e Z foram definidas a partir das equações de conservação e composição apresentadas por Henze et al. (2000).

Tabela 7 - Equações para determinação das variáveis estequiométricas X, Y e Z.

Variáveis de X	Equações	Variáveis de Y	Equações	Variáveis de Z	Equações
X_1	$(1 - f_{sl})$	Y_1	$i_{nxs} - i_{nss}(1 - f_{sl}) - i_{nsi}$	Z_1	$\frac{i_{nxs} - i_{nss}(1 - f_{sl}) - i_{nsi}}{14}$
X_2	$Y_{sto} - 1$	Y_2	i_{nss}	Z_2	$\frac{i_{nss}}{14}$
X_3	$\frac{Y_{stonox} - 1}{2,86}$	Y_3	i_{nss}	Z_3	$\frac{Y_3 - X_3}{14}$
X_4	$1 - \frac{1}{Y_{ho}}$	Y_4	$-i_{nbm}$	Z_4	$\frac{Y_4}{14}$
X_5	$\frac{X_4}{2,86}$	Y_5	-	Z_5	$Z_4 - \frac{X_5}{14}$
X_6	$(f_i - 1)$	Y_6	$i_{nbm} - f_i * i_{nxi}$	Z_6	$\frac{Y_6}{14}$
X_7	$\frac{X_6}{2,86}$	Y_7	$i_{nbm} - f_i * i_{nxi}$	Z_7	$\frac{Y_7 - X_7}{14}$
X_8	-1	-	-	-	-
X_9	$\frac{-1}{2,86}$	-	-	Z_9	$\frac{-X_9}{14}$
X_{10}	$\frac{-4,57}{Y_a} + 1$	Y_{10}	$-\left(\frac{1}{Y_a} + i_{nbm}\right)$	Z_{10}	$\frac{Y_{10}}{14} - \frac{1}{14Y_a}$

Tabela 8 - Parâmetros estequiométricos e valores para o ASM3.

Siglas	Descrição
Y_{ho}	Coefficiente de produção celular aeróbio heterotrófico
Y_{hnox}	Coefficiente de produção celular anóxico heterotrófico
Y_a	Coefficiente de produção celular autotrófico por S_{no}
Y_{sto}	Coefficiente de produção celular aeróbio de X_{sto} por S_s
Y_{stonox}	Coefficiente de produção celular anóxico de X_{sto} por S_s
f_{si}	Produção de matéria orgânica inerte solúvel
$f_i=f_{xi}$	Produção de matéria orgânica inerte particulada durante respiração endógena
i_{nsi}	Teor de N em S_i
i_{nss}	Teor de N em S_s
i_{nxi}	Teor de N em X_i
i_{nxs}	Teor de N em X_s
i_{nbm}	Teor de N na biomassa
$i_{ssxi}=i_{xs}$	SS para DQO por X_i
i_{ssxs}	SS para DQO por X_s
i_{ssbm}	SS para DQO por biomassa

3.8. Aplicação da série ASM no tratamento de esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários

Galleguillos (2011) avaliou a otimização do tratamento de lixiviados de aterro sanitário por um sistema MBR (reator com membranas) através de simulação nos modelos ASM1 e ASM3. As simulações demonstraram ter uma boa correlação com os dados experimentais. Além disso, uma análise de sensibilidade foi realizada para determinação de quais parâmetros apresentam maior representatividade para obtenção de uma simulação mais precisa do tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O principal parâmetro pareceu ser o crescimento das heterotróficas, principalmente em condições anóxicas. A simulação também foi sensível a outros parâmetros como: coeficiente de decaimento de heterotróficas, velocidade de crescimento das autotróficas e velocidades específicas máximas de crescimento de heterotróficas e autotróficas.

Swierczynska (2012) aplicou o modelo ASM2d acoplado a outros modelos de apoio para caracterizar o processo de tratamento estudado, um sistema MBR, para cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. Os resultados da modelagem se mostraram inválidos e não coerentes com os resultados obtidos com testes realizados em reatores em escala laboratorial.

Candido (2015) utilizou o programa AQUASIM 2.0® para avaliar a capacidade de predição do ASM2d modificado, para um reator de bateladas sequenciais com adição de fonte externa de carbono para tratamento de esgoto doméstico com o objetivo de remover matéria orgânica, fósforo e nitrogênio. O modelo foi calibrado e os resultados obtidos não foram satisfatórios em relação à capacidade de previsão do modelo aos parâmetros analisados. No entanto, foi possível verificar a aplicabilidade do ASM2d para a configuração escolhida e aplicação em faixas de temperatura próximas à real.

Iacopozzi et al. (2007) propôs um aprimoramento ao modelo ASM3 introduzindo duas etapas ao processo de nitrificação e consequentemente a quantificação do nitrato e nitrito, aplicado ao tratamento de esgoto. A implementação foi feita através da plataforma MATLAB®/Simulink®, e os resultados comparados aos dos ASM3. Identificou-se nesse estudo que se utilizados os parâmetros cinéticos predefinidos, o nitrito passa a representar uma fração importante de todo o efluente nitrificado, evidenciando uma limitação de projeto diante dos parâmetros predefinidos.

Um processo de nitrificação parcial e desnitrificação em um reator sequencial em batelada (SBR) tratando lixiviado foi simulado pela aplicação de uma versão modificada do modelo ASM3 (HOANG et al, 2012). O modelo utilizado modifica o modelo ASM3 separando

nitrificação e desnitrificação em duas etapas tendo o nitrito como substrato intermediário. Três períodos, incluindo período de longo prazo, estado estacionário e período de evolução, foram usados para a calibração. Três processos principais foram observados, incluindo a produção de biomassa, nitrificação (com foco na acumulação de nitrito) e a desnitrificação. Valores para as variáveis cinéticas e estequiométricas foram determinados com este estudo.

A aplicação dos modelos da série ASM é bastante difundida para o tratamento de esgotos sanitários, e em alguns estudos, os modelos foram aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários. No entanto, faltam estudos que avaliem a aplicabilidade dos mesmos ao cotratamento de lixiviados de aterros sanitários e esgotos.

4. METODOLOGIA

4.1. Implementação dos modelos

A implementação dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 para a simulação dos cenários para cotratamento de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários foi realizada através do *software* MATLAB® 2015a. Para isto, foi utilizado o pacote Simulink®, incluído no software, que consiste em uma ferramenta específica para a implementação de equações diferenciais ordinárias e simulação dinâmica, como a estabelecida para os ASM. A implementação dos modelos seguiu as recomendações de Henze et al. (2000).

A Figura 5 e Figura 6 Figura 1 apresentam partes dos modelos implementados no software MATLAB®.

Figura 5 - Trecho de uma equação do ASM3 implementada na plataforma Simulink®.

São apresentadas as equações diferenciais de velocidade, Equação (22) a (34), inseridas na plataforma Simulink® do MATLAB® para que o ASM1 fosse implementado. As equações são formadas pelos parâmetros cinéticos e estequiométricos definidos por Henze et al. (2000).

- $$\frac{dSi}{dt} = \frac{(qin * Sin, i) - (qout * Si)}{Vliq} \quad (22)$$

2. Substrato prontamente biodegradável (S_s):

$$\begin{aligned} \frac{dS_s}{dt} = & \frac{(qin \cdot S_{in,s}) - (qout \cdot S_s)}{V_{liq}} - \left(\frac{1}{Y_H}\right) * \left(\mu_h \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o}\right) * X_{bh}\right) - \left(\frac{1}{Y_H}\right) * \\ & \left(\mu_h \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * \eta_g X_{bh}\right) + k_h * \frac{X_s / X_{bh}}{K_X + (X_s / X_{bh})} \left[\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o}\right) + \right. \\ & \left. \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right] X_{bh} \end{aligned} \quad (23)$$

3. Matéria orgânica particulada inerte (X_i):

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{(qin * X_{in,i}) - (qout * X_i)}{V_{liq}} \quad (24)$$

4. Substrato lentamente biodegradável (X_s):

$$\begin{aligned} \frac{dX_s}{dt} = & \frac{(qin \cdot X_{in,s}) - (qout \cdot X_s)}{V_{liq}} + (1 - f_p) * (b_h X_{bh}) + (1 - f_p) * (b_a * X_{ba}) - k_h * \frac{X_s / X_{bh}}{K_X + (X_s / X_{bh})} * \\ & \left[\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o}\right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right)\right] X_{bh} \end{aligned} \quad (25)$$

5. Biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}):

$$\begin{aligned} \frac{dX_{bh}}{dt} = & \frac{(qin \cdot X_{in,bh}) - (qout \cdot X_{bh})}{V_{liq}} + \left(\mu_h \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o}\right) * X_{bh}\right) + \left(\mu_h \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * \right. \\ & \left. \eta_g X_{bh}\right) - (b_h X_{bh}) \end{aligned} \quad (26)$$

6. Biomassa autotrófica ativa (X_{ba}):

$$\frac{dX_{ba}}{dt} = \frac{(qin \cdot X_{in,ba}) - (qout \cdot X_{ba})}{V_{liq}} + \left(\mu_a \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_o}{K_{OA} + S_o}\right) * X_{ba}\right) - (b_a * X_{ba}) \quad (27)$$

7. Produtos particulados provenientes da biomassa ativa (X_p):

$$\frac{dX_p}{dt} = \frac{(qin \cdot X_{in,p}) - (qout \cdot X_p)}{V_{liq}} + (f_p) * (b_h X_{bh}) + (f_p) * (b_a * X_{ba}) \quad (28)$$

8. Oxigênio dissolvido (S_o):

$$\begin{aligned} \frac{dS_o}{dt} = & \frac{(qin \cdot S_{in,o}) - (qout \cdot S_o)}{V_{liq}} - \left(\frac{1 - Y_h}{Y_h}\right) * \left(\mu_h \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o}\right) * X_{bh}\right) - \left(\frac{4.57 - Y_a}{Y_a}\right) * \\ & \left(\mu_a \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_o}{K_{OA} + S_o}\right) * X_{ba}\right) \end{aligned} \quad (29)$$

9. Nitrogênio como nitrato e nitrito (S_{no}):

$$\frac{dS_{no}}{dt} = \frac{(qin \cdot Sin, no) - (qout \cdot S_{no})}{Vliq} - \left(\frac{1-Y_h}{2.86Y_h} \right) * \left(\mu_h \left(\frac{Ss}{Ks+Ss} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+So} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no}+S_{no}} \right) * \eta_g X_{bh} \right) + \left(\frac{1}{Y_a} \right) * \left(\mu_a \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \right) \left(\frac{So}{K_{OA}+So} \right) * X_{ba} \right) \quad (30)$$

10. Nitrogênio amoniacal (S_{NH}):

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{(qin \cdot Sin, nh) - (qout \cdot S_{NH})}{Vliq} - (i_{xb}) * \left(\mu_h \left(\frac{Ss}{Ks+Ss} \right) \left(\frac{So}{K_{OH}+So} \right) * X_{bh} \right) - (i_{xb}) * \left(\mu_h \left(\frac{Ss}{Ks+Ss} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+So} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no}+S_{no}} \right) * \eta_g X_{bh} \right) + \left(-i_{xb} - \frac{1}{Y_A} \right) * \left(\mu_a \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \right) \left(\frac{So}{K_{OA}+So} \right) * X_{ba} \right) + k_a S_{ND} X_{bh} \quad (31)$$

11. Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável (S_{ND}):

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{(qin \cdot Sin, nd) - (qout \cdot S_{ND})}{Vliq} - k_a S_{ND} X_{bh} + \left[k_h * \frac{X_S/X_{bh}}{K_X + (X_S/X_{bh})} \left[\left(\frac{So}{K_{OH}+So} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+So} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no}+S_{no}} \right) \right] X_{bh} \right] * (X_{ND}/X_S) \quad (32)$$

12. Nitrogênio orgânico particulado biodegradável (X_{ND}):

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{(qin \cdot Xin, nd) - (qout \cdot X_{ND})}{Vliq} + (i_{xb} - f_P i_{xp}) * (b_h X_{bh}) + (i_{xb} - f_P i_{xp}) * (b_a * X_{ba}) - \left[k_h * \frac{X_S/X_{bh}}{K_X + (X_S/X_{bh})} \left[\left(\frac{So}{K_{OH}+So} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+So} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no}+S_{no}} \right) \right] X_{bh} \right] * (X_{ND}/X_S) \quad (33)$$

13. Alcalinidade (S_{alk}):

$$\frac{dS_{alk}}{dt} = \frac{(qin \cdot Sin, alk) - (qout \cdot S_{alk})}{Vliq} - \left(\frac{i_{xb}}{14} \right) * \left(\mu_h \left(\frac{Ss}{Ks+Ss} \right) \left(\frac{So}{K_{OH}+So} \right) * X_{bh} \right) + \left(\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86Y_H} - \frac{i_{xb}}{14} \right) * \left(\mu_h \left(\frac{Ss}{Ks+Ss} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+So} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no}+S_{no}} \right) * \eta_g X_{bh} \right) + \left(-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A} \right) * \left(\mu_a \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \right) \left(\frac{So}{K_{OA}+So} \right) * X_{ba} \right) + \left(\frac{1}{14} \right) k_a S_{ND} X_{bh} \quad (34)$$

As Equações (35) a (47) apresentam as equações diferenciais inseridas na plataforma Simulink® do MATLAB® para a implementação do ASM3. Da mesma forma que o ASM1,

as equações são formadas pelos parâmetros cinéticos e estequiométricos definidos por Henze et al. (2000).

1. Matéria orgânica solúvel inerte (S_i):

$$\frac{dS_i}{dt} = \frac{(q_{in} \cdot S_{in,i}) - (q_{out} \cdot S_i)}{V_{liq}} + f_{si} \cdot k_h \cdot \frac{X_s/X_{bh}}{K_X + (X_s/X_{bh})} \quad (35)$$

2. Substrato prontamente biodegradável (S_s):

$$\begin{aligned} \frac{dS_s}{dt} = & \frac{(q_{in} \cdot S_{in,s}) - (q_{out} \cdot S_s)}{V_{liq}} + X_1 \cdot k_h \cdot \frac{X_s/X_{bh}}{K_X + (X_s/X_{bh})} \cdot X_{bh} - 1 \cdot k_{sto} \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot X_{bh} - 1 \cdot \\ & k_{sto} \cdot n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \cdot X_{bh} \end{aligned} \quad (36)$$

3. Matéria orgânica particulada inerte (X_i):

$$\begin{aligned} \frac{dX_i}{dt} = & \frac{(q_{in} \cdot X_{in,i}) - (q_{out} \cdot X_i)}{V_{liq}} + f_i \cdot b_{ho} \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot X_{bh} + f_i \cdot b_{hnox} \cdot \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \cdot X_{bh} + f_i \cdot \\ & b_{ao} \cdot \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o}\right) \cdot X_{ba} + f_i \cdot b_{anox} \cdot \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o}\right) \cdot \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \cdot X_{ba} \end{aligned} \quad (37)$$

4. Substrato lentamente biodegradável (X_s):

$$\frac{dX_s}{dt} = \frac{(q_{in} \cdot X_{in,s}) - (q_{out} \cdot X_s)}{V_{liq}} - k_h \cdot \frac{X_s/X_{bh}}{K_X + (X_s/X_{bh})} \cdot X_{bh} \quad (38)$$

5. Biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}):

$$\begin{aligned} \frac{dX_{bh}}{dt} = & \frac{(q_{in} \cdot X_{in,bh}) - (q_{out} \cdot X_{bh})}{V_{liq}} + \mu_h \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \cdot \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \cdot \left(\frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})}\right) \cdot X_{bh} + \mu_h \cdot \\ & n_{nox} \cdot \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \cdot \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \cdot \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \cdot \left(\frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})}\right) \cdot X_{bh} - b_{ho} \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot \\ & X_{bh} - b_{hnox} \cdot \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \cdot X_{bh} \end{aligned} \quad (39)$$

6. Biomassa autotrófica ativa (X_{ba}):

$$\begin{aligned} \frac{dX_{ba}}{dt} = & \frac{(q_{in} * X_{in,ba}) - (q_{out} * X_{ba})}{V_{liq}} + \left(\mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * X_{ba} \right) - b_{ao} * \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) * \\ & X_{ba} - b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o} \right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{ba} \end{aligned} \quad (40)$$

7. Sólidos Suspensos (X_{ss}):

$$\begin{aligned} \frac{dX_{ss}}{dt} = & \frac{(q_{in} * X_{in,ss}) - (q_{out} * X_{out,ss})}{V_{liq}} - i_{xs} * k_h * \frac{X_s / X_{bh}}{K_x + (X_s / X_{bh})} X_{bh} + t_2 * k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * \\ & X_{bh} + t_3 * k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * X_{bh} + t_4 * \mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \\ & \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) * \left(\frac{X_{sto} / X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto} / X_{bh})} \right) * X_{bh} + t_5 * \mu_h * n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \\ & \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) * \left(\frac{X_{sto} / X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto} / X_{bh})} \right) * X_{bh} + t_6 * b_{ho} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{bh} + t_7 * b_{hnox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * \\ & X_{bh} + t_8 * b_{sto} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{sto} + t_9 * b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{sto} + t_{10} * \\ & \left(\mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * X_{ba} \right) + t_{11} * b_{ao} * \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) * X_{ba} + t_{12} * b_{anox} * \\ & \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o} \right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{ba} \end{aligned} \quad (41)$$

8. Oxigênio dissolvido (S_o):

$$\begin{aligned} \frac{dS_o}{dt} = & \frac{(q_{in} * S_{in,o}) - (q_{out} * S_{out,o})}{V_{liq}} + X_2 * k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{bh} + X_4 * \mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * \\ & \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) \frac{X_{sto} / X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto} / X_{bh})} * X_{bh} + X_6 * b_{ho} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{bh} + X_8 * b_{sto} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{sto} + \\ & X_{10} * \left(\mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * X_{ba} \right) + X_{11} * b_{ao} * \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) * X_{ba} \end{aligned} \quad (42)$$

9. Nitrogênio como nitrato e nitrito (S_{no}):

$$\begin{aligned} \frac{dS_{no}}{dt} = & \frac{(q_{in} * S_{no}) - (q_{out} * S_{no})}{V_{liq}} + X_3 * k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * X_{bh} + X_5 * \mu_h * \\ & n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) \frac{X_{sto} / X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto} / X_{bh})} * X_{bh} + X_7 * \\ & b_{hnox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{bh} + X_9 * b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{sto} + \\ & \frac{1}{Y_a} \mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * X_{ba} + X_{12} * b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o} \right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{ba} \end{aligned} \quad (43)$$

10. Nitrogênio amoniacal (S_{NH}):

$$\begin{aligned}
\frac{dS_{NH}}{dt} = & \frac{(q_{in} * S_{in,nh}) - (q_{out} * S_{out,nh})}{V_{liq}} + y_1 * k_h * \frac{X_s/X_{bh}}{K_x + (X_s/X_{bh})} X_{bh} + y_2 * k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{bh} + \\
& y_3 * k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) * X_{bh} + y_4 * \mu_h * \\
& \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})} * X_{bh} + y_4 * \mu_h * n_{nox} * \\
& \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})} * X_{bh} + y_6 * b_{ho} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{bh} + y_7 * \\
& b_{hnox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{bh} + y_{10} * \left(\mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}}\right) * X_{ba}\right) + y_{11} * b_{ao} * \\
& \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o}\right) * X_a + y_{12} * b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o}\right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{ba}
\end{aligned} \tag{44}$$

11. Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável (S_{N2}):

$$\begin{aligned}
\frac{dS_{N2}}{dt} = & \frac{(q_{in} * S_{in,n2}) - (q_{out} * S_{out,n2})}{V_{liq}} - X_3 * k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) * X_{bh} - X_5 * \mu_h * \\
& n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})} * X_{bh} - X_7 * b_{hnox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) * \\
& \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{bh} - X_9 * b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{sto} - X_{12} * b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o}\right) * \\
& \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{ba}
\end{aligned} \tag{45}$$

12. Armazenamento interno de matéria orgânica (X_{sto}):

$$\begin{aligned}
\frac{dX_{sto}}{dt} = & \frac{(q_{in} * X_{in,sto}) - (q_{out} * X_{out,sto})}{V_{liq}} + Y_{sto} * k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{bh} + Y_{stonox} * k_{sto} * \\
& n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) * X_{bh} - \frac{1}{Y_{ho}} * \mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})} * \\
& X_{bh} - \frac{1}{Y_{hnox}} * \mu_h * n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}}\right) \frac{X_{sto}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{sto}/X_{bh})} * X_{bh} - b_{sto} * \\
& \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) * X_{sto} - b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o}\right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}}\right) * X_{sto}
\end{aligned} \tag{46}$$

13. Alcalinidade (S_{alk}):

$$\begin{aligned}
\frac{dS_{alk}}{dt} = & \frac{(q_{in} * S_{in,alk}) - (q_{out} * S_{out,alk})}{V_{liq}} + z_1 * k_h * \frac{X_{st}/X_{bh}}{K_X + (X_{st}/X_{bh})} X_{bh} + z_2 * k_{sto} * \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * \\
& X_{bh} + z_3 * k_{sto} * n_{nox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) * X_{bh} + z_4 * \mu_h * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \\
& \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) \frac{X_{st}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{st}/X_{bh})} * X_{bh} + z_5 * \mu_h * n_{nox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) * \\
& \left(\frac{S_{alk}}{K_{alk} + S_{alk}} \right) \frac{X_{st}/X_{bh}}{k_{sto} + (X_{st}/X_{bh})} * X_{bh} + z_6 * b_{ho} * \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) * X_{bh} + z_7 * b_{hnox} \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * \\
& X_{bh} + z_9 * b_{stonox} * \left(\frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{sto} + z_{10} * \left(\mu_a \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{aNH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_{alk}}{K_{aalk} + S_{alk}} \right) * \right. \\
& \left. X_a \right) + z_{11} * b_{ao} * \left(\frac{S_o}{K_{ao} + S_o} \right) * X_{ba} + z_{12} * b_{anox} * \left(\frac{K_{ao}}{K_{ao} + S_o} \right) * \left(\frac{S_{no}}{K_{no} + S_{no}} \right) * X_{ba}
\end{aligned} \tag{47}$$

Para a resolução das equações diferenciais ordinárias que compõem os modelos, foi utilizado o método ODE23S, incluso no pacote Simulink®.

Ambos os modelos foram implementados para o sistema de lagoas aeradas e para lodo ativado. O sistema de lagoas aeradas implementado não conta com lagoa de decantação à jusante do tratamento, pois o trabalho teve foco puramente na implementação e nos testes iniciais do ASM, que contempla apenas os processos ocorrendo no tanque de aeração. A diferença na implementação dos dois sistemas, lodo ativados e lagoas aerada, foi principalmente o retorno de lodo, que não ocorre no caso das lagoas aeradas.

Os parâmetros cinéticos e estequiométricos usados na descrição dos processos dos modelos da série ASM foram principalmente baseados na cinética de Monod para todos os componentes que podem influenciar as taxas de reação, e foram adotados de acordo com os valores iniciais propostos por Henze et al. (2000) (Tabela 9 e Tabela 10). Por recomendação dos próprios autores, na aplicação do modelo para simulação e validação de sistemas de tratamento reais, é necessário adotar valores específicos para cada caso, ou calibrar os parâmetros que apresentem maior sensibilidade. Neste trabalho, algumas calibrações foram realizadas a partir de dados experimentais para adequar o modelo ao cotratamento com lixiviado, conforme descrito em item posterior.

Tabela 9 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados nas simulações com o ASM1

Sigla	Parâmetros estequiométricos	Valores	Unidades
Y_h	Coefficiente de produção celular heterotróficas	0,67	$\text{g DQO} \cdot (\text{g DQO})^{-1}$
Y_a	Coefficiente de produção celular autotróficas	0,24	$\text{g DQO} \cdot (\text{g N})^{-1}$
f_p	Fração de biomassa produzindo particulados	0,08	-
i_{xb}	Massa de nitrogênio por massa de DQO na biomassa	0,086	$\text{g N} \cdot (\text{g DQO})^{-1}$ na biomassa
i_{xe}	Massa de nitrogênio por massa de DQO em produtos da biomassa	0,06	$\text{g N} \cdot (\text{g DQO})^{-1}$ na massa endógena
Sigla	Parâmetros cinéticos	Valores	Unidades
μ_h	Crescimento heterotrófico	6	d^{-1}
K_s	Coefficiente de saturação	20	$\text{g DQO} \cdot (\text{m}^3)^{-1}$
K_{OH}	Coef. meia saturação de oxigênio para biomassa heterotrófica	0,2	$\text{g O}_2 \cdot (\text{m}^3)^{-1}$
K_{NO}	Coef. meia saturação de nitrogênio para biomassa heterotrófica denitrificante	0,5	$\text{g NO}_3^- \cdot (\text{m}^3)^{-1}$
b_h	Taxa de decaimento endógeno biomassa heterotrófica	0,62	d^{-1}
μ_a	Crescimento autotrófico	0,8 d^{-1}	d^{-1}
K_{NH}	Coef. meia saturação de amônia para biomassa autotrófica	1	$\text{g NH}_3\text{-N} \cdot (\text{m}^3)^{-1}$
K_{OA}	Coef. meia saturação de oxigênio para biomassa autotrófica	0,4	$\text{g O}_2 \cdot (\text{m}^3)^{-1}$
b_a	Coef decaimento endógeno autotrófico	0,15	d^{-1}
η_g	Fator de correção para crescimento anóxico de heterotróficas	0,8	-
k_a	Taxa de amonificação	0,08	$\text{m}^3 \cdot \text{DQO} \cdot (\text{g} \cdot \text{dia})^{-1}$
K_h	Taxa específica máxima de hidrólise	3	$\text{g DQO lentamente biodegradável} \cdot (\text{DQO} \cdot \text{dia})^{-1}$
K_x	Coef. de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável	0,03	$\text{g DQO lentamente biodegradável} \cdot (\text{DQO} \cdot \text{dia})^{-1}$
η_b	Fator de correção para taxa de hidrólise sob condições anóxicas	0,4	-

Tabela 10 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados nas simulações com o ASM3

Sigla	Parâmetros estequiométricos	Valores típicos	Unidades
Y_{ho}	Coeficiente de produção celular aeróbio heterotrófico	0,67	$g\ DQO_{Xh} \cdot (g\ DQO_{Xsto})^{-1}$
Y_{hnox}	Coeficiente de produção celular anóxico heterotrófico	0,54	$g\ DQO_{Xh} \cdot (g\ DQO_{Xsto})^{-1}$
Y_a	Coeficiente de produção celular autotrófico por S_{no}	0,24	$g\ DQO_{Xa} \cdot (g\ N_{Snox})^{-1}$
Y_{sto}	Coeficiente de produção celular de X_{sto} por S_s	0,85	$g\ DQO_{Xsto} \cdot (g\ DQO_{Ss})^{-1}$
Y_{stonox}	Coeficiente de produção celular anóxico de X_{sto} por S_s	0,8	$g\ DQO_{Xsto} \cdot (g\ DQO_{Ss})^{-1}$
f_{si}	Produção de matéria orgânica inerte solúvel	0	$g\ DQO_{Si} \cdot (g\ DQO_{Xs})^{-1}$
$f_i=f_{xi}$	Produção de matéria orgânica inerte particulada durante respiração endógena	0,2	$g\ DQO_{Xi} \cdot (g\ DQO_{Xbm})^{-1}$
i_{nsi}	Teor de N em S_i	0,01	$g\ N \cdot (g\ DQO_{Si})^{-1}$
i_{nss}	Teor de N em S_s	0,03	$g\ N \cdot (g\ DQO_{Ss})^{-1}$
i_{nxi}	Teor de N em X_i	0,02	$g\ N \cdot (g\ DQO_{Xi})^{-1}$
i_{nxs}	Teor de N em X_s	0,04	$g\ N \cdot (g\ DQO_{Xs})^{-1}$
i_{nbm}	Teor de N na biomassa	0,086	$g\ N \cdot (g\ DQO_{Xbm})^{-1}$
$i_{ssxi}=i_{xs}$	SS para DQO por X_i	0,75	$g\ SS \cdot (g\ DQO_{Xi})^{-1}$
i_{ssxs}	SS para DQO por X_s	0,75	$g\ SS \cdot (g\ DQO_{Xs})^{-1}$
i_{ssbm}	SS para DQO por biomassa	0,9	$g\ SS \cdot (g\ DQO_{Xbm})^{-1}$
Sigla	Parâmetros cinéticos	Valores típicos	Unidades
k_{sto}	Taxa de armazenamento	5	$g\ DQO_{Ss} \cdot (g\ DQO_{Xh})^{-1} d^{-1}$
n_{nox}	Fator de redução anóxico	0,8	-
K_{oh}	Constante de saturação para S_o	0,2	$g\ O_2 \cdot (m^3)^{-1}$
K_{no}	Constante de saturação para S_{no}	0,5	$g\ NO_3-N \cdot (m^3)^{-1}$
K_s	Constante de saturação para substrato	2	$g\ DQO_{Ss} \cdot (m^3)^{-1}$
K_{sto}	Constante de saturação para X_{sto}	1	$g\ DQO_{Xsto} \cdot (g\ DQO_{Xh})^{-1}$
μ_h	Velocidade máxima de crescimento	6	d^{-1}
K_{nh}	Coeficiente de saturação de amônia	0,01	$gN \cdot (m^3)^{-1}$
K_{alk}	Coeficiente de saturação de alcalinidade	0,1	$Mole\ HCO_3^- \cdot (m^3)^{-1}$
b_{ho}	Taxa de respiração endógena aeróbia	0,2	d^{-1}
b_{hnox}	Taxa de respiração endógena anóxica	0,1	d^{-1}
b_{sto}	Taxa de respiração endógena aeróbia para X_{sto}	0,2	d^{-1}
b_{stonox}	Taxa de respiração endógena anóxica para X_{sto}	0,1	d^{-1}
μ_a	Velocidade máxima de crescimento	0,8	d^{-1}
K_{anh}	Coeficiente de saturação de amônia	1	$gN \cdot (m^3)^{-1}$
K_{ao}	Coeficiente de saturação de oxigênio	0,4	$g\ O_2 \cdot (m^3)^{-1}$
K_{aalk}	Coeficiente de saturação de alcalinidade	0,5	$Mole\ HCO_3^- \cdot (m^3)^{-1}$
b_{ao}	Taxa de respiração aeróbia endógena	0,15	d^{-1}
b_{anox}	Taxa de respiração anóxica endógena	0,05	d^{-1}
k_h	Taxa de hidrólise	3	$g\ DQO_{Xs} \cdot (g\ DQO_{Xh})^{-1} d^{-1}$
K_x	Coeficiente de saturação de hidrólise	1	$g\ DQO_{Xs} \cdot (g\ DQO_{Xh})^{-1}$

O sistema de tratamento implementado e simulado para o caso de lagoa aerada utilizando o ASM1 e ASM3 foi dimensionado para uma população aproximada de 300.000 habitantes, com volume útil total de 144.000 m³ e vazão afluyente total igual a 48.000 m³/d, resultando em um tempo de detenção hidráulica igual a três dias. Considerou-se a implementação de duas lagoas, com a distribuição da vazão em ambas unidades.

Para a simulação do sistema de tratamento por lodos ativados, a vazão afluyente foi distribuída em dois reatores, com volume útil total dos tanques de aeração igual a 23.000 m³. Uma linha de recirculação de lodo ao reator foi inserida considerando a recirculação de 80% da vazão afluyente. O descarte do lodo em excesso no sistema foi realizado através da matéria orgânica particulada inerte em excesso (X_i), baseado em Henze et al. (2000) e Hoque (2010).

A idade do lodo considerada no dimensionamento das unidades que compõem o sistema de lodos ativados foi de 18 dias, aeração prolongada. Para a simulação do processo de tratamento por lodos ativados, as unidades de tratamento foram dimensionadas de acordo com as recomendações da NBR 12.209 (2011).

A aeração e a alcalinidade dos sistemas, tanto de lodos ativados como de lagoas aeradas, foi mantida constante para que não houvesse limitação em nenhum dos processos biológicos.

Foram analisados seis diferentes cenários de simulação, considerando um período de 180 dias de operação para cada um dos sistemas. Este período foi estabelecido para que as simulações englobassem tanto períodos dinâmicos quanto estado estacionário em cada um dos cenários que foram estudados.

4.2. Definição de cenários de simulação

Foram estabelecidos seis cenários de simulação para ambos os sistemas em estudo, aplicando-se proporções variadas de lixiviado maduro misturado ao esgoto sanitário. Os cenários propostos são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Cenários de simulação propostos

Cenário	Sistema	Adição de lixiviado (%)
1	Lagoa aerada	Esgoto sanitário somente
2	Lagoa aerada	2
3	Lagoa aerada	4
4	Lagoa aerada	6
5	Lagoa aerada	8
6	Lagoa aerada	10
7	Lodos ativados	Esgoto sanitário somente
8	Lodos ativados	2
9	Lodos ativados	4
10	Lodos ativados	6
11	Lodos ativados	8
12	Lodos ativados	10

Os cenários 01 a 12, listados na Tabela 11, foram simulados nos estudos de aplicabilidade do modelo realizados. Os cenários 01 e 07 consideram o afluente sendo esgoto sanitário somente e, nos outros cenários restantes, incluiu-se lixiviado ao esgoto sanitário nas seguintes proporções: 2% (cenário 2 e 8), 4% (cenário 3 e 9), 6% (cenário 4 e 10), 8% (cenário 5 e 11) e 10% (cenário 6 e 12).

Embora os cenários com maiores adições de lixiviado sejam, na prática, tecnicamente inviáveis para a realidade brasileira, foram considerados do ponto de vista de modelação para observar o comportamento dos sistemas frente a situações extremas.

4.3. Caracterização do lixiviado, do esgoto sanitário e demais *inputs* no modelo

Nas simulações realizadas para o caso das lagoas aeradas e lodos ativados considerou-se como características de esgoto sanitário e lixiviado as apresentadas na Tabela 12.

A composição do esgoto sanitário considerada foi obtida a partir de Jordão e Pessoa (2017). Já a composição do lixiviado foi proposta a partir da realidade brasileira para este efluente, que apresenta grandes concentrações de DQO, nitrogênio amoniacal e alcalinidade (SOUTO, 2009). Embora a grande variabilidade de concentrações possíveis seja um obstáculo para a determinação de uma concentração média para lixiviado, foram adotados valores representativos de um lixiviado maduro, contendo grandes frações da DQO como não biodegradável e altas concentrações de nitrogênio. O fracionamento da DQO do lixiviado foi

feito conforme proposto por (GALLEGUILLLOS, 2011), e o fracionamento da DQO para o esgoto sanitário baseou-se em Ekama (2008).

Tabela 12 - Parâmetros utilizados na alimentação do ASM

Parâmetros	Esgoto sanitário	Lixiviado
DQO (mg.L ⁻¹)	600	5.000
NTK (mg.L ⁻¹)	50	2.000
Alcalinidade (mmol.L ⁻¹)	6	160
Fbs-fração prontamente biodegradável	0,25	0,13
Fus-Fração não biodegradável solúvel	0,07	0,61
Fup-Fração não biodegradável particulada	0,15	0,20

4.4. Análise de sensibilidade

Com o objetivo de compreender quais parâmetros cinéticos e estequiométricos, dentre os que compreendem os modelos da série ASM, apresentam maior influência na modelação, foi realizada uma análise de sensibilidade. Nela, foram variados os valores dos parâmetros para os pontos extremos maiores e menores e realizadas as simulações utilizando o ASM1.

Foram analisados os resultados obtidos para a concentração de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) e biomassa autotrófica (X_{ba}) quando eram variados os parâmetros:

- μ_a : velocidade de crescimento de autotróficas;
- b_a : constante de decaimento de autotróficas;
- Y_a : coeficiente de produção celular de autotróficas.

Os resultados obtidos a partir das simulações utilizando os valores usuais propostos por Henze et al. (2000) foram comparados aos resultados das simulações utilizando os valores dos parâmetros diminuídos em 50% aos valores usuais, e aumentados em 100%, 200% e 400%.

4.5. Calibração e validação do modelo

4.5.1. Experimentos e Análises Físico Químicas

Foram realizados experimentos em escala de bancada, em regime de batelada, inoculados com lodo proveniente de um sistema piloto de lodos ativados. As bateladas foram alimentadas com esgoto coletado em área experimental localizada no Centro Tecnológico de Hidráulica e

Recursos Hídricos (CTH) e proveniente do Conjunto Residencial da USP (CRUSP). O esgoto sanitário, utilizado nos ensaios, apresentou concentração média de DQO igual a 630 mg.L⁻¹, NTK igual a 76 mg N-NTK.L⁻¹, 47 mg N-NH₃.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e 208 mg CaCO₃.L⁻¹ de alcalinidade. O lixiviado utilizado para o cotratamento foi proveniente do aterro sanitário de São Carlos e apresentou como composição, concentração de DQO igual a 1.637 mg.L⁻¹, NTK igual a 1.624 mg N-NTK.L⁻¹, nitrogênio amoniacal igual a 803 mg N-NH₃.L⁻¹ e 6.267 mg CaCO₃.L⁻¹ de alcalinidade. Os reatores foram continuamente aerados e os ensaios tiveram duração de 8 horas.

Cada ensaio foi preparado com dois reatores, com condições experimentais semelhantes. Para a montagem dos experimentos, foram utilizados 2 béqueres de 2 litros por ensaio, e um aerador com mangueira bipartida para a oxigenação de ambos os reatores. Para que não houvesse inibição dos processos biológicos por ausência de alcalinidade, 2 g/L de bicarbonato de sódio foram inseridos aos reatores antes da inserção dos lodos ativados.

Quatro ensaios foram conduzidos. A Tabela 13 apresenta os cenários e as condições iniciais dos reatores de cada ensaio.

Tabela 13 - Condições iniciais dos experimentos

Cenários	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		Ensaio 4	
	Esgoto puro		99% esgoto + 1% lixiviado		98% esgoto + 2% lixiviado		97% esgoto + 3% lixiviado	
Dados iniciais	Reator 1	Reator 2	Reator 1	Reator 2	Reator 1	Reator 2	Reator 1	Reator 2
Volume de esgoto (ml)	1000	1000	990	990	980	980	970	970
Volume de lixiviado (ml)	0	0	10	10	20	20	30	30
Volume de lodo (ml)	600	600	600	600	600	600	600	600
SST (mg.L⁻¹)	2440	2480	1999	2130	2060	2020	2010	2250
SSV (mg.L⁻¹)	2150	2250	1710	1820	1840	1780	1750	1960
NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	43,1	41,4	47,0	47,0	52,0	50,0	61,0	62,0

A Figura 7 e a Figura 8 mostram os reatores em operação durante os ensaios.

Figura 7 - Montagem dos reatores para os ensaios

Figura 8 - Reator em operação durante um ensaio de bancada

Amostras foram coletadas a cada 30 minutos durante as duas primeiras horas do ensaio e nas 6 horas restantes, foram coletadas amostras a cada uma hora. Foram analisados os parâmetros: pH, sólidos totais e voláteis, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, utilizando os métodos potenciométrico, gravimétrico, titulométrico e cromatografia iônica, respectivamente. O cromatógrafo utilizado na determinação do nitrito e nitrato foi o Dionex, modelo ICS-1600. As análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

4.5.2. Calibração

A calibração do modelo foi realizada com o conjunto de dados experimentais obtidos a partir dos ensaios de bancada, para a previsão da nitrificação. Os parâmetros cinéticos e estequiométricos de interesse foram selecionados através de análises de sensibilidade, realizadas a partir do ASM1. O modelo foi configurado para simular tratamento em batelada, retirando-se as entradas e saídas do reator. O tempo simulado foi de apenas 8 horas, mesmo período de duração dos ensaios em laboratório.

Para a calibração, uma função objetivo foi minimizada baseada no método dos mínimos quadrados, medindo a diferença entre valores experimentais e simulados. Para isto, a função *fminsearch* do MATLAB® foi empregada. Para guiar a calibração do modelo, foram utilizados os valores padrão do ASM1 para os parâmetros cinéticos. O número de iterações da calibração foi limitado em 400 iterações e a tolerância da função foi de 10^{-2} , indicando que as iterações terminem quando o valor da função atual difere do valor anterior por menos que os 10^{-2} .

Durante cada calibração, as curvas foram geradas para a verificação da qualidade da mesma e o coeficiente de correlação (r^2) foi calculado. A partir dos dados calibrados, as simulações para

lagoas aeradas e lodos ativados no ASM1 foram refeitas e comparadas aos resultados obtidos com os parâmetros cinéticos padrão do modelo.

4.6. Previsão de comportamentos e análise dos resultados

Foram avaliados os processos de tratamento por lodos ativados e lagoas aeradas simulados a partir do ASM1 e ASM3 e os cenários variados de acordo com diferentes contribuições de lixiviados de aterros sanitários ao esgoto sanitário. O desempenho dos sistemas foi avaliado pelas características do efluente gerado. Os principais parâmetros considerados para avaliar a aplicabilidade dos modelos foram: biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}), biomassa autotrófica ativa (X_{ba}), nitrogênio amoniacal (S_{nh}), nitrito e nitrato (S_{no}), matéria orgânica inerte solúvel (S_i) e particulada (X_i), matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) e particulada (X_s), alcalinidade (S_{alk}), oxigênio dissolvido (S_o).

Os resultados de todas as simulações e cenários estudados foram compilados e comparados entre si, de forma a permitir a análise de problemas operacionais que podem surgir em cenários críticos e identificar prejuízos em relação ao efluente tratado. Assim como, comparar a adaptabilidade dos modelos ASM1 e ASM3 às condições do estudo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Resultados das simulações com o ASM 1

5.1.1. Lagoas aeradas

Os primeiros cenários simulados foram os cenários 1 a 6, conforme listados na Tabela 11, considerando o cotratamento de lixiviado maduro e esgoto sanitário através de lagoas aeradas nas seguintes proporções: 2 a 10% de lixiviados misturados ao esgoto sanitário. Nos itens subsequentes são apresentados os detalhes do estudo.

5.1.1.1. Partida do sistema e adaptação da comunidade microbiana

A Figura 8 mostra os resultados de simulação obtidos para as concentrações de biomassa heterotrófica e autotrófica e, portanto, a evolução do sistema em sua partida e adaptação inicial da comunidade microbiana. Analisando os resultados obtidos para a biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (Figura 8a), observam-se picos de crescimento aos dez dias de operação do sistema e, após vinte dias de operação, já se alcança sua estabilização. No entanto, o período de estabilização normalmente observado em sistemas de tratamento biológicos acontece em períodos mais longos de operação. Essa divergência está, provavelmente, associada à escolha dos parâmetros cinéticos aplicados ao modelo em questão. Já a biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) apresentou comportamento mais condizente com o esperado, e se desenvolveu após os 80 dias de simulação (Figura 8b). Após testes preliminares, foi constatado que o desenvolvimento de ambos os tipos de biomassa nas simulações também depende fortemente da concentração inicial de biomassa utilizada como input. No presente estudo, os valores inseridos foram infinitesimais para simular um sistema com partida sem inóculo, mas constatou-se que, caso valores iniciais maiores de biomassa fossem inseridos, o estado estacionário do sistema seria atingido mais rapidamente. Isto representa a realidade de maneira acurada, pois é exatamente a razão pela qual alguns sistemas de tratamento são inoculados antes da partida. Do ponto de vista da modelação, entretanto, ficou claro que houve comportamento otimista com relação à biomassa heterotrófica, e que é difícil, nestas condições, utilizar o modelo para prever o tempo necessário à adaptação da comunidade microbiana. Além disso, o desenvolvimento de nitrificação em lagoas aeradas, na prática, ocorre de forma pouco significativa (VON SPERLING, 2002), ao contrário dos resultados do modelo.

Os resultados mostraram também que, quanto maiores as concentrações afluentes de lixiviado à lagoa aerada, maiores as concentrações de biomassa heterotrófica e autotrófica ativas, o que é natural quando se considera a maior disponibilidade de substrato. Aos 180 dias de simulação, as concentrações obtidas para biomassa heterotrófica considerando o cenário 1, esgoto sanitário somente, foi igual a 180 mg.L^{-1} , e 205 mg.L^{-1} para o cenário 6, contendo 10% de lixiviado e 90% de esgoto sanitário. Já a biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) apresentou crescimento e estabilização em níveis que variaram de $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ a 36 mg.L^{-1} para os cenários 1 e 6, respectivamente. A Figura 9, por outro lado, evidencia que, independentemente da concentração de lixiviado adicionada no sistema, a estabilidade é atingida ao mesmo tempo em todos os cenários, e que o aumento da geração de biomassa com o aumento da proporção de lixiviado é linear. Em um sistema real recebendo lixiviado isto provavelmente não ocorreria, especialmente nos cenários com concentrações maiores de lixiviado, visto a presença de possíveis compostos tóxicos e o efeito gradualmente inibidor da amônia livre. Para estes casos, o modelo mostra-se inadequado, visto que não prevê mecanismos que representem tais processos.

Figura 9 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.1.1.2. Remoção de matéria orgânica e qualidade do efluente final

A DQO afluente, composta por matéria orgânica inerte solúvel e particulada (S_i e X_i) e matéria orgânica biodegradável também solúvel e particulada (S_s e X_s), variou de 600 mg.L^{-1} para o esgoto sanitário puro a 1040 mg.L^{-1} para o cenário 6, contendo 10% de lixiviado, conforme mostrado na Figura 10 e Figura 11. A DQO afluente solúvel variou de 159 mg.L^{-1} a $510,6 \text{ mg.L}^{-1}$, para os cenários 1 a 6, respectivamente. As Figuras 10a e 10b indicam que as frações orgânicas biodegradáveis são consumidas praticamente em sua totalidade e não causam instabilidade à operação da lagoa após o período de partida. Do ponto de vista global, entretanto, as simulações apresentaram, como resultados de DQO total efluente da lagoa aerada, 140 mg.L^{-1} a 529 mg.L^{-1} para os cenários 1 e 6, respectivamente. A DQO efluente solúvel variou de $45,8 \text{ mg.L}^{-1}$ a $345,4 \text{ mg.L}^{-1}$, para os cenários 1 e 6, respectivamente. Essas concentrações efluentes são compostas, majoritariamente, por matéria orgânica recalcitrante (Figuras 11a e 11b).

Percebe-se que a eficiência do tratamento biológico em termos de redução de DQO solúvel e total atinge 71% e 77%, respectivamente, para esgoto sanitário somente, enquanto que para o último cenário simulado, contendo 10% de lixiviado junto ao esgoto sanitário, a eficiência atingida foi de 32% e 49%. Isto evidencia a influência negativa que o lixiviado de aterro sanitário aporta à tratabilidade por meio biológico quanto maior sua concentração afluente ao sistema, o que foi adequadamente corroborado pelos resultados do modelo. Na prática, o prejuízo à qualidade do efluente pode ser ainda maior, visto a presença de metais pesados e compostos tóxicos no lixiviado, e que não são contabilizados pelo modelo. Desta forma, pode-se dizer que o modelo fornece parcialmente os indicativos de que o cotratamento de esgoto e lixiviado pode comprometer o corpo receptor.

(a)

(b)

Figura 10 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a) e biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

(a)

(b)

Figura 11 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.1.1.3. Nitrificação e demanda por aeração e alcalinidade

O crescimento da biomassa autotrófica após os 80 primeiros dias da simulação resultou em nitrificação, o que pode ser observado na Figura 12a, com o decréscimo das concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) e consequente aumento das concentrações de nitrato e nitrito no efluente (S_{no}) (Figura 12b).

Para tanto, observa-se que a demanda por oxigênio dissolvido para a ocorrência da nitrificação nos seis cenários simulados aumenta progressivamente a cada incremento de 2% de lixiviado ao esgoto sanitário, conforme a Figura 13a, que apresenta valores negativos de oxigênio dissolvido representando o que está sendo demandado pelos processos biológicos em cada cenário. Esses resultados, quando comparados às necessidades por oxigênio dissolvido apenas para a remoção de DQO, contrastam-se bastante uma vez que, nesse caso, a cada incremento de 2% de lixiviado ao esgoto sanitário a demanda por oxigênio dissolvido seria bem menor. Isto deve-se às altas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado, causando grande impacto ao sistema. O aporte de DQO devido ao lixiviado também é alto, mas grande parte desta é considerada recalcitrante, demandando menos oxigênio do que o nitrogênio.

No modelo, o fornecimento de oxigênio foi mantido constante na implementação, de forma a não haver interrupção dos processos devido à sua escassez. Porém, a demanda por oxigênio dissolvido pode tornar-se uma restrição ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos, uma vez que os sistemas de aeração instalados apresentam capacidade operacional limitada e podem não atender aos padrões legais exigidos quanto à remoção de carga orgânica, assim como podem causar prejuízo à nitrificação.

De forma similar, deve-se também analisar a nitrificação sob o ponto de vista do consumo de alcalinidade e consequentes variações de pH. Os resultados de alcalinidade provenientes das simulações realizadas para os seis cenários variaram durante os primeiros dias até a completa estabilização do sistema, próximo aos 20 dias (Figura 13b). Quanto maior a contribuição de lixiviado, maior a alcalinidade afluente, uma vez que a alcalinidade do lixiviado aqui considerado é de 160 mmol/L, vinte e seis vezes maior que a alcalinidade considerada para esgoto sanitário (6 mmol/L).

Já era esperado que, a partir da ocorrência da nitrificação houvesse uma queda na alcalinidade do sistema, e este fato foi observado, após 80 dias de operação, nos resultados obtidos através das simulações apresentadas na Figura 13b. Analisando os resultados, o consumo da alcalinidade do sistema é crescente à medida que a concentração de lixiviado é acrescida ao afluente. O cenário 1, apenas esgoto sanitário, apresentou queda de 4,5 mmol de alcalinidade

enquanto que o cenário 6, 10% de lixiviado no afluente, apresentou queda de aproximadamente 25 mmol. O modelo registra o consumo de alcalinidade devido à nitrificação, independentemente da presença dos valores requeridos, o que justifica o fato de que, para os cenários 3 a 6, as concentrações de alcalinidade tenham se mostrado negativas, conforme a Figura 13b. Isto significa que, para estes cenários, a alcalinidade presente foi insuficiente e deveria ser complementada na operação do sistema.

Geralmente, se a nitrificação faz com que a alcalinidade apresente valores abaixo de 40 mg.L⁻¹, os problemas associados ao baixo pH irão surgir na estação de tratamento, como baixa eficiência de nitrificação, efluente agressivo ao concreto e a possibilidade de desenvolvimento de lodos com má sedimentabilidade (JENKINS et al., 1993). Diante disso, a planta deverá suprir a queda de alcalinidade através da adição de químicos e, conseqüentemente, terá maiores custos de operação quanto maior a percentagem de lixiviado sendo tratado.

Figura 12 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a), nitrato e nitrito (S_{no}) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

(a)

(b)

Figura 13 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (c) e alcalinidade (S_{alk}) (d), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.1.2. Lodo ativado

Para o estudo do processo de lodo ativado utilizando-se o ASM1, foi inserida uma linha de recirculação e uma linha de descarte de lodo em excesso no sistema. Para tanto, baseado em Henze et al. (2000) e Hoque (2010), considerou-se que a matéria orgânica particulada inerte em excesso (X_i) sai do sistema através da linha de descarte de lodo. Foram estudados os cenários 7 a 12 com o modelo ASM1.

5.1.2.1. Partida do sistema e adaptação da comunidade microbiana

Analizando os resultados obtidos para a biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (Figura 14a) observam-se picos de crescimento de organismos heterotróficos próximo aos dez dias de operação e completa estabilização da biomassa próximo aos 60 dias. A biomassa autotrófica (X_{ba}) apresentou início de crescimento em período próximo aos 30 dias de operação e completa estabilização após 60 dias, diferindo do encontrado nas simulações para lagoas aeradas em que o crescimento das autotróficas foi identificado após 80 dias de operação. Isso se deve ao fato da linha de recirculação estar presente nesse caso. Esses resultados demonstram que a adaptação da comunidade microbiana para o modelo aplicado ao processo de lodos ativados também pode ser considerada otimista, com períodos relativamente curtos de estabilização da biomassa no reator.

A biomassa heterotrófica atingiu concentração de 1400 mg.L^{-1} para o estudo do tratamento de esgoto sanitário somente (cenário 7) e 1675 mg.L^{-1} para o estudo do cotratamento de lixiviado a 10% (cenário 12) e esgoto sanitário. A biomassa autotrófica obtida nos mesmos cenários foi de 76 mg.L^{-1} e 405 mg.L^{-1} , respectivamente. Estes resultados demonstraram que o modelo foi coerente, uma vez que quanto maior a concentração de substrato, maior a concentração de biomassa requerida para que a eficiência do tratamento seja mantida. Além disso, comparando-se estas concentrações às encontradas nas simulações de lagoas aeradas, percebe-se que são superiores devido à linha de recirculação inserida para o caso de lodos ativados, demonstrando corretamente o que ocorre na prática.

Assim como no caso dos resultados das simulações realizadas para lagoas aeradas, o crescimento da biomassa foi linear à medida que o aporte de lixiviado ao sistema foi aumentado.

(a)

(b)

Figura 14 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.1.2.2. Remoção de matéria orgânica e qualidade do efluente final

A DQO afluente, composta por matéria orgânica inerte solúvel e particulada (S_i e X_i) e matéria orgânica biodegradável também solúvel e particulada (S_s e X_s), variou de 600 mg.L^{-1} para o esgoto sanitário puro a 1040 mg.L^{-1} para o cenário 12, contendo 10% de lixiviado. A DQO afluente solúvel variou de 159 mg.L^{-1} a $510,6 \text{ mg.L}^{-1}$, para os cenários 7 a 12, respectivamente. As Figuras 15a e 15b indicam que as frações orgânicas biodegradáveis são consumidas e não causam instabilidade à operação do reator após o período de partida. No entanto, do ponto de vista do material orgânico particulado inerte, observa-se nas Figuras 16a e 16b um acúmulo da matéria recalcitrante no reator, prejudicando a eficiência global do sistema em relação à remoção de DQO.

A eficiência do tratamento relacionada à remoção de DQO total no cenário 7 foi igual a 81% e no cenário 12 a eficiência atingida foi de 55%, com concentrações efluentes iguais a 111 mg.L^{-1} no cenário que trata esgoto sanitário somente, enquanto no cenário tratando esgoto sanitário e lixiviado em uma proporção de 10%, a concentração observada para a DQO total foi igual a 463 mg.L^{-1} . Os resultados das simulações para as concentrações de DQO efluente solúvel variaram de 44 mg.L^{-1} a 343 mg.L^{-1} . Representando eficiências na remoção da DQO solúvel iguais a 72% e 33%, para os cenários 7 e 12, respectivamente. As eficiências atingidas para estes cenários constata o prejuízo à qualidade do efluente final frente à crescente aplicação de lixiviados aos esgotos sanitários para tratamento. Esses resultados são explicados, principalmente, devido à elevada concentração de material orgânico inerte presente nos lixiviados que não são assimilados pelo sistema biológico. Além disso, a mesma observação feita a partir dos resultados obtidos para o sistema de lagoas aeradas é repetida no sistema de lodos ativados. Os prejuízos ao sistema de tratamento e às eficiências na remoção dos parâmetros de interesse poderiam ser ainda maiores, uma vez que os lixiviados de aterros sanitários podem apresentar substâncias tóxicas e capazes de causar inibição aos processos biológicos. Assim, evidencia-se que o modelo utilizado na implementação de ambos os tratamentos fornece parcialmente indícios do prejuízo que o cotratamento de lixiviados com lodos ativados podem trazer aos processos e, consequentemente, ao corpo receptor para onde são destinados os efluentes.

(a)

(b)

Figura 15 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a) e biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

(a)

(b)

Figura 16 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.1.2.3. Nitrificação e demanda por aeração e alcalinidade

As Figuras 17a e 17b apresentam os resultados das simulações obtidas quanto à presença de nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos. O processo de nitrificação pode ser observado após 30-40 dias de operação do reator, momento em que pode ser observado o consumo do nitrogênio amoniacal do meio e a produção de nitrito e nitrato (Figura 17b) é identificada. Esses resultados estão coerentes com a fase de crescimento dos microrganismos autotróficos, nitrificantes, observada também no mesmo período. Da mesma forma, os resultados obtidos para a alcalinidade (Figura 18b) mostraram-se coerentes com o esperado, sendo o consumo da alcalinidade observado durante a nitrificação. No cenário 7, tratamento de esgoto sanitário somente, a alcalinidade consumida foi igual a 5mmol. Já no cenário 12, cotratamento de esgoto e 10% de lixiviado, o consumo de alcalinidade foi igual a 27 mmol. Os resultados negativos obtidos nos cenários 8 a 12 sugerem a necessidade de aporte de alcalinidade ao sistema para que não haja descontrole no pH do meio, prejudicando a manutenção e crescimento da comunidade microbiana no reator.

O consumo de oxigênio dissolvido apresenta dois picos principais de concentração (Figura 18a), indicando maior consumo durante o crescimento até a estabilização das heterotróficas, aos 20 dias de operação, e das nitrificantes a partir de momento próximo aos 30 dias de operação. Observa-se, para os cenários com maior concentração de lixiviados, maiores consumos de oxigênio dissolvido.

(a)

(b)

Figura 17 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a) e de nitrato e nitrito (S_{no}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

(a)

(b)

Figura 18 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (a) e alcalinidade (S_{alk}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.2. Limitações do ASM1 para simulação dos cenários estudados

Através dos resultados obtidos com as simulações utilizando o ASM1, foi possível identificar que o modelo apresentou algumas limitações em relação a comportamentos dos sistemas biológicos nos cenários estudados, que diferem em parte das situações encontradas em estações de tratamento de esgoto, tanto para o caso de lagoas aeradas como para lodos ativados. Uma das principais características identificadas foi a previsão otimista em relação ao crescimento e estabilização dos sistemas biológicos, mais especificamente, da biomassa autotrófica e heterotrófica nas lagoas e reatores de lodos ativados. Para o caso das lagoas aeradas, a biomassa heterotrófica iniciou seu desenvolvimento a partir de 10 dias de operação e, em 20 dias, já havia alcançado a completa estabilização. A biomassa autotrófica apresentou, nesse caso, comportamento mais coerente ao esperado, com crescimento da comunidade microbiana a partir de 70 dias e completa estabilização alcançada próximo aos 90 dias. Para o caso dos reatores de lodos ativados, a característica otimista foi observada tanto para a biomassa autotrófica como a heterotrófica, que apresentaram completa estabilização em períodos variando entre 40 e 60 dias de operação, diferindo do esperado quando em sistemas reais e do observado com lagoas aeradas.

Uma outra característica do ASM1 que pode ser considerada como uma limitação é a incapacidade do modelo em prever inibições diante de compostos tóxicos aos meios biológicos. Foi observado em todas as simulações que independentemente da quantidade de lixiviado adicionado, a comunidade biológica apresentou crescimento satisfatório e completa estabilização sem prejuízo à eficiência do tratamento que pudesse ser causada por inibição da atividade microbiana. Essa inibição, segundo Abbas et al (2009), pode ser causada por excesso de nitrogênio amoniacal. E, de acordo com Amokrane et al (1997), a presença de compostos como metais pesados podem conferir caráter tóxico aos tratamentos biológicos.

Na descrição e conceituação do modelo, não é recomendado que o mesmo seja aplicado a situações em que efluentes industriais sejam predominantes (HENZE et al., 2000). Diante disso, esta recomendação poderia se caracterizar como um impeditivo à aplicação do ASM1 ao caso do cotratamento de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários. No entanto, entende-se que, como os lixiviados de aterros sanitários são frequentemente enviados a estações de tratamento de esgotos municipais, esta deve ser uma aplicação a ser estudada e aceita, uma vez que o cotratamento altera as condições operacionais das ETEs onde ele é aplicado. Além disso, o lixiviado não é normalmente a porção principal dos afluentes às estações.

Outra limitação é que o ASM1 apresenta os produtos da nitrificação em uma única variável (S_{no}), não diferenciando concentrações de nitrito e nitrato separadamente. No entanto, o cotratamento de lixiviado e esgoto sanitário pode acarretar em altas cargas de nitrogênio amoniacal afluentes à ETE e, conseqüentemente, maiores demandas de oxigenação para completa nitrificação. Em casos em que há a limitação de oxigenação, a oxidação total do nitrogênio amoniacal pode não ocorrer, e apenas a nitrificação passar a acontecer. Para esses casos, o modelo não faz essa distinção e não permite que esta avaliação seja feita.

5.3. Resultados das simulações com o ASM 3

Os mesmos cenários simulados com o modelo ASM1 foram também simulados utilizando-se o ASM3. Portanto, foram considerados os processos de tratamento de lagoas aeradas e lodos ativados aplicados ao tratamento de esgotos sanitários e proporções crescentes de lixiviados de aterros sanitários.

5.3.1. Lagoas aeradas

Foram simulados seis cenários, 1 ao 6, conforme apresentados na Tabela 11, para lagoas aeradas recebendo esgoto sanitário e lixiviados de aterros sanitários.

5.3.1.1. Partida do sistema e adaptação da comunidade microbiana

A Figura 19 mostra os resultados de simulação obtidos para as concentrações de biomassa heterotrófica e autotrófica e, portanto, a evolução do sistema em sua partida e adaptação inicial da comunidade microbiana. Os resultados obtidos para a biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (Figura 19a) demonstram crescimento a partir de 10 dias de operação do sistema e estabilização completa após 20 dias. A biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) (Figura 19b) apresentou crescimento a partir de 80 dias de operação e completa estabilização após os 100 dias. O mesmo comportamento otimista, relacionado ao crescimento e estabilização da biomassa heterotrófica, encontrado nas simulações para lagoas aeradas no modelo ASM1 se repetiu nas simulações realizadas no ASM3. A estabilização da biomassa heterotrófica ocorreu em curto período mesmo colocando-se frações ínfimas de biomassa como dados de entrada para a simulação.

Quanto maior a proporção de lixiviado adicionado, maior a concentração de biomassa observada na lagoa. Comportamento inesperado em relação ao crescimento de biomassa no

cenário 6 foi identificado, principalmente em relação ao crescimento da biomassa autotrófica. O crescimento e estabilização da biomassa ocorreu em momento ligeiramente anterior aos cenários com menores proporções de lixiviados mesmo sendo utilizados os mesmos valores para os parâmetros cinéticos e estequiométricos. Não foi identificada, dentre as equações e parâmetros do modelo, a razão da diferença de comportamento observada.

Foram alcançadas concentrações para a biomassa autotrófica que variaram de $8,9 \text{ mg.L}^{-1}$ a 41 mg.L^{-1} , respectivamente, para o cenário 1 considerando esgoto sanitário somente e o cenário 6, que considera esgoto sanitário mais 10% de lixiviado de aterro sanitário. Já a biomassa heterotrófica atingiu concentrações iguais a 140 mg.L^{-1} e 158 mg.L^{-1} , no cenário 1 e cenário 6, respectivamente, aos 180 dias de operação.

Figura 19 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.3.1.1. Remoção de matéria orgânica e qualidade do efluente final

A DQO afluente, composta por matéria orgânica inerte solúvel e particulada (S_i e X_i) e matéria orgânica biodegradável também solúvel e particulada (S_s e X_s), variou de 600 mg.L^{-1} para o cenário 1, tratamento de esgoto sanitário somente, a 1040 mg.L^{-1} para o cenário 6, contendo

10% de lixiviado, conforme mostrado nas Figuras 20 e 21. Já a DQO afluente solúvel variou de 159 mg.L^{-1} a $510,6 \text{ mg.L}^{-1}$, para os cenários 1 a 6, respectivamente.

A fração de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) foi completamente consumida em todos os cenários simulados (Figura 20a), enquanto a fração biodegradável particulada (X_s) apresentou concentração residual de aproximadamente 44 mg.L^{-1} em todos os cenários. Esta fração representa a matéria orgânica biodegradável particulada que entrou no sistema e que não sofreu hidrólise para que pudesse ser armazenada e consumida. Segundo Henze et al. (2000), a hidrólise de X_s e posterior armazenamento para consumo pode se tornar um fator limitante em sistemas com altas cargas orgânicas, porém, não foi identificado pelos autores a máxima carga aceitável a ser aplicada no modelo ASM3 para que não houvesse limitação. A partir dos resultados obtidos, observa-se que para os cenários simulados houve limitação na hidrólise de todo o material orgânico particulado presente no meio, acarretando em perda de eficiência em relação à remoção de DQO total.

A eficiência atingida na remoção de DQO total e solúvel no cenário 1 foi de 68% e 73%, respectivamente, e de 43% e 33% no cenário 6, com concentrações efluentes totais iguais a 194 mg.L^{-1} e 587 mg.L^{-1} , respectivamente, para o cenário 1 e 6. Já para a DQO solúvel a concentração atingida no cenário 1 foi igual a 42 mg.L^{-1} , e no cenário 6 foi igual a 342 mg.L^{-1} . Estes resultados, quando comparados aos obtidos com o modelo ASM1, mostram-se ligeiramente inferiores em relação à remoção de DQO, justamente por consequência da limitação relacionada à hidrólise e absorção da matéria orgânica biodegradável particulada. Apesar disso, foram capazes de demonstrar a influência negativa sobre a qualidade final do efluente diante da incorporação de lixiviado ao tratamento por lagoas aeradas. A queda de eficiência se deu principalmente devido à maior contribuição de matéria orgânica inerte (X_i e S_i) proveniente dos lixiviados de aterros sanitários maduros, que apresentam uma relação DQO/DBO maior que os lixiviados de aterros mais jovens, conferindo menor biodegradabilidade ao efluente. As Figuras 21a e 21b apresentam os resultados das frações inertes solúvel e particulada.

Figura 20 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a), biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

(a)

(b)

Figura 21 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.3.1.2. Nitrificação e demanda por aeração e alcalinidade

A nitrificação ocorre na simulação a partir do momento em que ocorre a estabilização da biomassa autotrófica após os 100 dias de operação. As Figuras 22a e Figura 22b apresentam os resultados obtidos quanto às concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) e de nitrito e nitrato (S_{no}), respectivamente. Quando o nitrogênio amoniacal passa a ser consumido, as concentrações de nitrito e nitrato aparecem e se estabilizam no sistema, uma vez que não ocorre o processo de desnitrificação nas lagoas aeradas.

Da mesma maneira que a nitrificação é identificada pela presença de nitritos e nitratos, a alcalinidade é outro indicativo da ocorrência do processo. A Figura 23b apresenta os resultados para o consumo de alcalinidade na lagoa e identifica-se, claramente, que no mesmo período em que foi identificado o início do consumo do nitrogênio amoniacal, o consumo de alcalinidade do sistema é iniciado. A alcalinidade de todos os cenários estudados foi completamente consumida, com concentrações negativas, indicando a necessidade de aporte de alcalinidade para que o controle do pH do meio seja mantido e os processos biológicos não sejam prejudicados. No cenário 1 identificou-se um consumo de alcalinidade igual a 6,66 mmol e no cenário 6, o consumo foi igual a 34 mmol.

A Figura 23a apresenta os resultados obtidos para o consumo de oxigênio dissolvido, considerando todos os cenários. Quanto maior a concentração de lixiviado inserido ao sistema, maior a demanda por oxigênio dissolvido. Analisando a Figura 23a, são identificadas duas fases principais em que ocorre o aumento no consumo do oxigênio dissolvido. A primeira, anterior aos vinte dias, acontece devido ao crescimento das heterotróficas, e a segunda fase está relacionada ao crescimento das autotróficas e, conseqüentemente, à ocorrência do processo de nitrificação.

Diante dos resultados encontrados com o ASM3, aplicado ao processo de lagoas aeradas, o modelo apresentou resultados satisfatórios quanto à aplicabilidade e previsibilidade das principais interferências que o cotratamento de esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários pode ocasionar à performance da estação, apesar de apresentar algumas limitações em relação ao consumo de matéria orgânica biodegradável particulada e não considerar fatores inibitórios diante da inserção de efluente com efeitos possivelmente tóxicos aos meios biológicos.

(a)

(b)

Figura 22 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a), nitrito e nitrato (S_{no}) (b), para os cenários 1 (□), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

(a)

(b)

Figura 23 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM3, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (c) e alcalinidade (S_{alk}) (d), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.3.2. Lodos ativados

Para o estudo do processo de lodos ativados com o uso do ASM3, a linha de recirculação de lodo ao reator e de descarte do lodo em excesso foram consideradas. O lodo foi retirado do sistema através da matéria orgânica particulada inerte em excesso (X_i), baseado em Henze et al. (2000) e Hoque (2010). Os cenários 7 a 12 foram estudados no modelo ASM3.

5.3.2.1. Partida do sistema e adaptação da comunidade microbiana

Analizando os resultados obtidos para a biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (Figura 24a), o crescimento pode ser observado após os dez dias de operação e estabilização da biomassa em 40 dias. A biomassa autotrófica (X_{ba}) teve crescimento observado a partir de 30 dias de operação e completa estabilização a partir de 60 dias.

As concentrações de biomassa autotrófica e heterotrófica no reator de lodos ativados são maiores que as encontradas no caso das simulações para lagoas aeradas, conforme esperado, uma vez que a linha de recirculação de lodo foi inserida. A mínima concentração de biomassa heterotrófica observada foi de 1381 mg.L^{-1} nas condições do cenário 7, apenas esgoto sanitário. Já a máxima concentração foi de 1530 mg.L^{-1} no cenário 12, que considera o cotratamento de esgoto sanitário e 10% de lixiviado de aterro sanitário. A biomassa autotrófica apresentou as seguintes concentrações para os mesmos cenários citados, 120 mg.L^{-1} e 475 mg.L^{-1} , respectivamente para os cenários 7 e 12.

Da mesma forma que identificado nas outras simulações utilizando o modelo ASM1, ou simulando o processo de tratamento por lagoas aeradas com o ASM3, quanto maior a concentração de lixiviado, maior a concentração de biomassa requerida e presente no sistema. O ASM3, assim como o ASM1, mostrou-se bastante otimista em relação ao crescimento e aclimação da biomassa, independentemente da proporção de lixiviado adicionado, não considerando nenhum fator de inibição. Isso porque os modelos da série ASM são, basicamente, recomendados para serem aplicados apenas em estações de tratamento de esgotos sanitários, sem adição de outras fontes que possam descaracterizar os esgotos sanitários afluentes aos lodos ativados ou que possam causar inibições ao processo biológico. Entretanto, conforme discutido anteriormente, na prática a adição de lixiviados é feita em baixas proporções, não ficando claro qual seria o limite de tal descaracterização.

(a)

(b)

Figura 24 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de biomassa heterotrófica ativa (X_{bh}) (a) e biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.3.2.2. Remoção de matéria orgânica e qualidade do efluente final

A DQO afluente total, composta por matéria orgânica inerte solúvel e particulada (S_i e X_i) e matéria orgânica biodegradável também solúvel e particulada (S_s e X_s), variou de 600 mg.L⁻¹ para o esgoto sanitário somente (cenário 7) a 1040 mg.L⁻¹ para o cenário 12, contendo 10% de lixiviado, conforme mostrado nas Figuras 25 e 26. Já a DQO afluente solúvel variou de 159 mg.L⁻¹ a 510,6 mg.L⁻¹, para os cenários 7 a 12, respectivamente. A Figura 25a indica que a fração orgânica biodegradável solúvel (S_s) é totalmente consumida e não causa instabilidade à operação do reator após o período de partida. Com relação à matéria orgânica biodegradável particulada (X_s), a Figura 25b indica que ela é consumida até que se atinja uma concentração mínima próxima a 133 mg.L⁻¹. Conforme citado anteriormente, o ASM3 pode apresentar uma limitação quanto à hidrólise deste material quando em situações em que o sistema recebe altas cargas orgânicas. A mesma situação foi observada nas simulações para lagoas aeradas no mesmo modelo, o ASM3.

A eficiência de remoção da DQO total no cenário 7 foi igual a 60%, e o cenário 12 atingiu eficiência igual a 56%. Sendo a DQO remanescente composta por matéria orgânica inerte solúvel e particulada, além da biodegradável particulada que, nesse caso específico dos reatores de lodos ativados, representa no cenário 7, 56% da DQO remanescente e no cenário 12, representa 28% da DQO remanescente. A eficiência na remoção de DQO solúvel no cenário 7 foi igual a 85% e 63% no cenário 12.

Diante do apresentado acima, não é observada variação muito significativa em relação à eficiência na remoção de DQO total do sistema de tratamento face à adição de concentrações crescentes de lixiviados ao esgoto sanitário. Houve uma pequena queda na eficiência do tratamento entre os cenários 7 e 12 de 4% apenas, não ficando tão evidente os prejuízos que poderiam ser causados pelas altas concentrações de lixiviados aos sistemas de tratamento de esgotos. A diferença entre as eficiências na remoção de DQO para os cenários 7 e 12 é mais evidente para as frações solúveis, podendo ser observado um prejuízo na eficiência do tratamento diante da inserção crescente de lixiviados.

(a)

(b)

Figura 25 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) (a), biodegradável particulada (X_s) (b), para os cenários 7 (○), 8 (◻), 9 (◼), 10 (◼), 11 (◼) e 12 (◼)

(a)

(b)

Figura 26 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de matéria orgânica inerte solúvel (S_i) (a) e inerte particulada (X_i) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.3.2.3. Nitrificação e demanda por aeração e alcalinidade

As Figuras 27a e 27b apresentam os resultados das simulações obtidas quanto a presença de nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos. Aos 40 dias de operação, as concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema sofrem decréscimo devido ao processo de nitrificação que começa a ocorrer. Todo o nitrogênio amoniacal foi consumido, independente do cenário simulado. Em testes preliminares, foi identificado que, para que não houvesse limitação, principalmente, no crescimento da biomassa autotrófica e na nitrificação, tanto a alcalinidade como o oxigênio dissolvido devem ser considerados constantes no modelo.

A Figura 27b mostra as curvas obtidas para o nitrito e nitrato. Observa-se que após o início da nitrificação, as concentrações de nitrito e nitrato aparecem e são crescentes a cada cenário estudado. Esses resultados estão coerentes com a fase de crescimento dos microrganismos autotróficos, nitrificantes, observado próximos aos 40 dias iniciais. Da mesma forma, os resultados obtidos para a alcalinidade (Figura 28b) mostraram-se coerentes com o esperado, sendo o consumo da alcalinidade observado durante a nitrificação. Toda a alcalinidade do meio foi consumida, apresentando resultados negativos que indicam a necessidade de controle do pH durante a operação através da adição de produtos químicos que supram o consumo da alcalinidade para a manutenção e crescimento da comunidade microbiana presente no reator aerado. Foram consumidos 7,5mmol de alcalinidade no cenário 7 e no cenário 12, o consumo de alcalinidade foi igual a 35,4 mmol.

O consumo de oxigênio dissolvido é apresentado na Figura 28a. Os resultados mostram que o oxigênio dissolvido é consumido durante todo o processo, com momentos mais marcantes que estão relacionados ao crescimento e estabilização das heterotróficas próximo aos 20 dias, e ao crescimento e estabilização das autotróficas próximo aos 40 dias.

(a)

(b)

Figura 27 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) (a) e de nitrato e nitrito (S_{no}) (b), para os cenários 7 (—), 8 (—), 9 (—), 10 (—), 11 (—) e 12 (—)

(a)

(b)

Figura 28 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM3, contendo a demanda por oxigênio dissolvido (S_o) (a) e alcalinidade (S_{alk}) (b), para os cenários 7 (■), 8 (■), 9 (■), 10 (■), 11 (■) e 12 (■)

5.4. Comparação dos resultados para lagoas aeradas e lodos ativados

Os processos de tratamento de lagoas aeradas e lodos ativados foram implementados na plataforma Simulink® a partir do ASM1 e ASM3. Para a diferenciação entre os sistemas, foi

adicionada a linha de recirculação de lodos, caracterizando o processo de tratamento por lodos ativados.

Ambos os sistemas apresentaram satisfatoriamente, porém com limitações pontuais discutidas anteriormente, a capacidade de simular o cotratamento de esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários. Como era esperado, devido à linha de recirculação do lodo ao reator biológico, as concentrações de biomassa heterotrófica (X_{bh}) e autotrófica (X_{ba}) ativas identificadas nos reatores de lodos ativados foram substancialmente maiores às encontradas nas lagoas aeradas estudadas.

As concentrações de biomassa heterotrófica encontradas nos reatores de lodos ativados dos modelos ASM1 e ASM3 variaram de 1381 mg.L⁻¹ a 1676 mg.L⁻¹, nos cenários 7 e 12, respectivamente. A concentração de biomassa autotrófica encontrada variou de 76 mg.L⁻¹ a 475 mg.L⁻¹, respectivamente para os cenários 7 e 12. Já para o caso das lagoas aeradas, as concentrações de biomassa heterotrófica obtidas nas lagoas variaram de 140 mg.L⁻¹ a 206 mg.L⁻¹, nos cenários 7 e 12, respectivamente. E a concentração de biomassa autotrófica variou de 5 mg.L⁻¹ a 41 mg.L⁻¹, respectivamente para os cenários 7 e 12.

Analisando as eficiências para remoção de DQO total atingidas com os sistemas de lagoas aeradas e lodos ativados a partir do ASM1, o sistema de lodos ativados apresentou melhor eficiência que o de lagoas aeradas, representando satisfatoriamente o que se espera em sistemas reais. De acordo com Jordão e Pessoa (2017), lagoas aeradas, quando não seguidas de lagoas de decantação apresentam eficiências de 60 a 70% na remoção de DBO. Já os reatores de lodos ativados apresentam eficiências na remoção de DBO que variam de 93 a 98% para o caso de aeração prolongada, caso aplicado no presente estudo (VON SPERLING, 2005). Apesar dos parâmetros DBO e DQO representarem diferentes frações de matéria orgânica, a DQO é normalmente superior à DBO efluente e por isso, esses dados, em relação às eficiências, dão um indicativo do que esperar desses sistemas de tratamento.

Já as eficiências na remoção de DQO para os casos estudados no ASM3, apresentaram valores próximos aos encontrados com o ASM1 quando simulados para lagoas aeradas. No entanto, os resultados obtidos para o caso de lodos ativados foram inferiores aos do ASM1. Isso ocorreu devido à matéria orgânica biodegradável particulada não hidrolisada que prejudicou a avaliação da qualidade do efluente final.

Em relação à nitrificação, ambos os sistemas nos dois modelos avaliados apresentaram nitrificação completa.

5.5. Diferenças nos resultados entre ASM1 e ASM3

Os modelos matemáticos ASM1 e ASM3 foram implementados para o caso de lagoas aeradas e lodos ativados, e estudados em diferentes cenários considerando o cotratamento de esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários. Os resultados obtidos a partir das simulações indicaram que ambos descrevem, no geral, comportamentos similares tanto para o caso das lagoas aeradas como para lodos ativados.

Analisando o crescimento e adaptabilidade da biomassa de ambos os processos, os modelos se mostraram otimistas, principalmente, quando se trata da biomassa heterotrófica, que inicia crescimento e atinge estabilização em curtos períodos de operação, aproximadamente 20 dias, contrastando bastante ao encontrado em sistemas de tratamento com operação iniciada sem inóculo de lodo. Além disso, nenhum dos modelos apresentou dificuldades ou inibição dos processos biológicos à medida que a concentração de lixiviado era aumentada. Para que isso fosse representado, uma equação adicional de inibição seria necessária acoplada às equações diferenciais que compõem os modelos originais.

Em relação às eficiências de remoção de DQO, o ASM1 representou melhor o prejuízo à qualidade do efluente final devido ao aporte crescente de lixiviado nos cenários estudados, e consequente aumento das concentrações de DQO efluente frente às maiores concentrações de matéria orgânica inerte solúvel e particulada presente nos lixiviados de aterros sanitários.

O ASM3, apesar de ter demonstrado que o mesmo efeito ocorre, apresentou uma limitação em relação à hidrólise para armazenamento da matéria orgânica biodegradável particulada (X_s), aportando ao efluente final maiores cargas orgânicas devido a esta fração não hidrolisada, não importando o cenário simulado. Inclusive, nos cenários 1 e 7, que consideram o tratamento de esgoto sanitário somente, foram obtidas concentrações efluentes semelhantes de X_s em todos os cenários estudados. Para lagoas aeradas, as concentrações de X_s obtidas em todos os cenários estiveram próximas a 44 mg.L^{-1} . Para lodos ativados, as concentrações de X_s estiveram próximas a 133 mg.L^{-1} . Assim, os resultados obtidos com o ASM3 em termos de remoção de DQO, principalmente para o caso de lodos ativados, apresentaram menores eficiências quando comparados ao ASM1 e não foi possível observar tão claramente o prejuízo na eficiência do tratamento diante do cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários, conforme pode ser visto na Tabela 14. Em sistemas reais, o prejuízo ao tratamento não se daria pela dificuldade do sistema em hidrolisar material particulado, mas pela presença de material inerte e compostos tóxicos que poderiam causar inibição aos processos biológicos, além do aumento da concentração de nitrogênio.

Tabela 14 - Eficiências de remoção de DQO total obtidas nas simulações com o ASM1 e o ASM3

	ASM1	ASM3
Lagoas aeradas: cenário 1 – esgoto sanitário somente	77%	68%
Lagoas aeradas: cenário 6 – esgoto sanitário + 10% de lixiviado	49%	43%
Lodos ativados: cenário 7 – esgoto sanitário somente	81%	60%
Lodos ativados: cenário 12 – esgoto sanitário + 10% de lixiviado	55%	56%

Uma questão importante que também diferencia os dois modelos é a relação da alcalinidade com a limitação dos processos atuantes nos sistemas estudados. O ASM1 não tem a alcalinidade como fator limitante à atuação da biomassa, enquanto o ASM3 apresentou esse incremento em seus processos. Simulações foram realizadas e foi identificado que quando não há controle da alcalinidade no meio, os processos biológicos perdem eficiência, sendo afetados, principalmente, o crescimento da biomassa autotrófica e a ocorrência da nitrificação.

5.6. Análises de sensibilidade

Análises de sensibilidade foram realizadas utilizando-se o ASM1 para lagoas aeradas, e a avaliação foi baseada no comportamento do modelo em relação à concentração de nitrogênio amoniacal e à concentração de biomassa autotrófica à medida que os parâmetros cinéticos variaram. Foram variados os seguintes parâmetros: velocidade de crescimento de autotróficas (μ_a), constante de decaimento de autotróficas (b_a), coeficiente de produção celular (rendimento) de autotróficas (Y_a). As Figuras 29 e 30 apresentam os resultados obtidos nesta análise.

Os resultados obtidos a partir das simulações utilizando os valores originais propostos por Henze et al. (2000) foram comparados aos resultados das simulações utilizando os valores dos parâmetros diminuídos em 50% aos valores usuais, e aumentados em 100%, 200% e 400%. Para efeito de visualização das figuras, foram apresentados apenas os valores de concentrações encontrados a partir dos extremos (50% do parâmetro e 400% do parâmetro) e dos parâmetros que apresentaram maior influência nas variáveis estudadas.

Na Figura 29 são apresentadas as concentrações para biomassa autotrófica quando os parâmetros Y_a , μ_a , b_a variaram. O coeficiente de produção celular (Y_a) e de decaimento (b_a) foram os que apresentaram maior influência. A variação da taxa de crescimento não teve influência significativa nesse caso. A velocidade de crescimento μ_a quando diminuída a 50% e a constante de decaimento b_a , quando aumentada a 400% do valor usual, não foi observado

crescimento a biomassa autotrófica. A Figura 30 apresenta os resultados para nitrogênio amoniacal variando Y_a , μ_a , b_a . E, mais uma vez, os parâmetros que mais se sobressaíram foram Y_a e b_a .

Diante dos resultados obtidos, a escolha dos parâmetros Y_a e b_a foi feita para que os mesmos fossem calibrados a partir de resultados experimentais.

Figura 29 - Concentração de biomassa autotrófica de acordo com variação de parâmetros cinéticos e estequiométricos, em análise de sensibilidade.

Figura 30- Concentração de nitrogênio amoniacal de acordo com variação de parâmetros cinéticos e estequiométricos, em análise de sensibilidade.

5.7. Resultados experimentais dos ensaios

Os parâmetros avaliados durante os experimentos foram: sólidos suspensos totais e voláteis do efluente bruto, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. As características iniciais dos reatores foram apresentadas na seção de Metodologia, na Tabela 13. As Figuras 31 a 34 apresentam os resultados de nitrogênio amoniacal obtidos durante os ensaios 1 a 4, respectivamente. O ensaio 1 avaliou a nitrificação quando esgoto sanitário somente era inserido nos reatores. Os ensaios 2, 3 e 4 avaliaram a nitrificação inserindo lixiviado de aterro sanitário em uma proporção crescente em cada ensaio iguais a 1%, 2% e 3%. As proporções de lixiviado foram menores do que as simuladas nos estudos anteriormente apresentados, visto a inviabilidade técnica de se aplicar altas concentrações de lixiviado na prática.

Pode-se observar que as concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal foram crescentes à medida que as concentrações de lixiviado foram incrementadas a cada ensaio. A concentração inicial identificada nos ensaios de 1 a 4 foram em média: 42 mg.L⁻¹, 47 mg.L⁻¹, 51 mg.L⁻¹ e 61 mg.L⁻¹. As concentrações de nitrogênio amoniacal efluentes foram em média: 13,4 mg.L⁻¹, 9,5 mg.L⁻¹, 0 mg.L⁻¹ e 17,4 mg.L⁻¹. As eficiências observadas na nitrificação foram, portanto, iguais a 68%, 80%, 100% e 72%, respectivamente para os ensaios 1 a 4. A variabilidade nos resultados obtidos está, provavelmente, relacionada às características do esgoto inserido nos reatores, uma vez que os ensaios foram realizados em dias diferentes e a cada experimento novas frações de esgoto eram coletadas. As curvas, observadas nas Figuras 31 a 34, também evidenciam os comportamentos diferentes a cada ensaio, apesar de todos apresentarem decréscimo de concentração. A divergência entre as curvas pode também ser correlacionada às características do lodo inserido nos reatores, que assim como os esgotos, eram diferentes a cada experimento e podem, portanto, apresentar adaptabilidades diferentes aos lixiviados. Esse fato é evidenciado pela menor eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal observada no ensaio 1, tratando esgotos sanitários somente, diante dos melhores resultados obtidos nos experimentos que contaram com concentrações de lixiviados.

Não foi identificada, em nenhum dos ensaios realizados, limitação da nitrificação diante da inserção de lixiviado no meio.

Figura 31 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 1: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—).

Figura 32 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 2: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—).

Figura 33 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 3: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—)

Figura 34 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal durante ensaio 4: reator 1 (—■—); reator 2 (—●—)

As Figuras 35 a 38 apresentam os resultados obtidos para nitrito e nitrato durante os ensaios realizados. São apresentados os resultados de ambos os reatores utilizados em cada ensaio. Observa-se em todos os ensaios concentrações crescentes de nitrito e nitrato nos reatores, devido à ocorrência da nitrificação, identificada através dos resultados supracitados. O nitrito

foi observado em concentrações que variaram de 0,9 a 49 mg.L⁻¹, e sua presença foi observada durante toda a permanência dos ensaios. Esses resultados demonstram que a nitratação não ocorreu de forma tão imediata, conforme era esperado, e demandou um período superior ao observado nos ensaios para que todo o nitrito fosse convertido em nitrato. É provável que a nitratação completa não tenha ocorrido devido à quantidade de biomassa presente no reator não ser suficiente para a conversão do nitrito ao nitrato mais rapidamente que o observado. Além disso, outra hipótese para o ocorrido pode estar relacionada à não adaptação da biomassa autotrófica às condições impostas pelos experimentos, ou a instabilidades na operação do sistema piloto de onde o lodo de inóculo foi coletado.

Figura 35 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 1:
nitrito reator 1 (---■---); nitrito reator 2 (—●—); nitrato reator 1 (—■—); nitrato reator 2 (---●---).

Figura 36 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 2:
nitrito reator 1 (---■---); nitrito reator 2 (—●—); nitrato reator 1 (—■—); nitrato reator 2 (---●---)

Figura 37 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 3:
 nitrito reator 1 (---■---); nitrito reator 2 (—●—); nitrato reator 1 (—■—); nitrato reator 2 (---●---).

Figura 38 - Variação das concentrações de nitrito e nitrato durante ensaio 4:
 nitrito reator 1 (---■---); nitrito reator 2 (—●—); nitrato reator 1 (—■—); nitrato reator 2 (---●---).

5.8. Calibração e obtenção de parâmetros cinéticos

A partir dos dados experimentais obtidos nos ensaios, foi realizada a calibração do parâmetro estequiométrico Y_a e cinético b_a para o consumo de nitrogênio amoniacal no modelo ASM1. A escolha do consumo de nitrogênio amoniacal para a calibração destes parâmetros foi devido à maior sensibilidade da biomassa autotrófica diante de compostos tóxicos e altas concentrações de nitrogênio amoniacal (BRENNAN et al., 2017), e também porque os resultados de simulações apresentados anteriormente mostraram que o modelo foi otimista neste aspecto. A calibração foi realizada para o ASM1, uma vez que tanto ele quanto o ASM3 representaram de forma satisfatória os processos envolvidos na nitrificação. Além da calibração dos parâmetros, o coeficiente de correlação (r^2) foi avaliado. A Tabela 15 apresenta os resultados obtidos e os valores dos parâmetros utilizados nas simulações para a calibração, de acordo com recomendações feitas por Henze et al. (2000).

Observa-se pelos resultados apresentados na Tabela 15, que os coeficientes Y_a e b_a calibrados são bastante inferiores aos valores originais propostos por Henze et al. (2000). Isso pode estar relacionado à não adaptabilidade da biomassa às condições propostas nos ensaios, o que pode ter interferido nas respostas obtidas com os experimentos. Além disso, sugere condições e comportamentos menos otimistas às obtidas nas simulações realizadas durante esse estudo.

Não foi observado, em nenhum dos ensaios realizados, inibição da cinética de nitrificação, uma vez que os valores encontrados para ambos os coeficientes, Y_a e b_a , são bastante similares dentre os experimentos realizados, independentemente das adições de lixiviados aos esgotos sanitários. Evidenciando o fato de que os prejuízos do cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários não estão invariavelmente relacionados à inibição de processos biológicos, porém, à qualidade do efluente final em relação a compostos recalcitrantes e possivelmente tóxicos a organismos aquáticos.

Tabela 15 - Resultados obtidos na calibração dos parâmetros do modelo ASM1

Ensaio	Reatores	Y_a (g DQO.(g N) ⁻¹)	b_a (d ⁻¹)	r^2
Simulado	ASM1	0.24	0.15	-
Ensaio 1	Reator 1	0,074032	0,060035	0,810051
	Reator 2	0,07822	0,057454	0,830356
Ensaio 2	Reator 1	0,072882	0,059805	0,959238
	Reator 2	0,074914	0,058995	0,977235
Ensaio 3	Reator 1	0,078093	0,042907	0,97900
	Reator 2	0,072438	0,05824	0,970429
Ensaio 4	Reator 1	0,065548	0,067204	0,956747
	Reator 2	0,07116	0,053005	0,957515

As calibrações dos ensaios 2, 3 e 4 resultaram em boa aderência em relação aos resultados experimentais, com coeficientes de correlação (r^2) maiores que 0,95. A calibração realizada para o ensaio 1 não apresentou resultado tão representativo quanto ao obtido para os outros ensaios, apresentando coeficientes de correlação iguais a 0,81 e 0,83. Isso é evidenciado ao observar as curvas apresentadas nas Figuras 39 e 40, que representam os resultados reais e simulados dos reatores 1 e 2, do ensaio 1. As curvas simuladas se distinguiram bastante das experimentais. As Figuras 41 a 46 apresentam as curvas obtidas através dos dados simulados com parâmetros calibrados e os dados reais para os demais ensaios. Observa-se que para estes ensaios, os resultados calibrados aproximam-se aos resultados experimentais.

Figura 39 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 1 - Reator 1: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 40 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 1 - Reator 2: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 41 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 2 - Reator 1: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 42 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 2 - Reator 2: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 43 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 3 - Reator 1: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 44 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 3 - Reator 2: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 45 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 4 - Reator 1: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

Figura 46 - Concentração de nitrogênio amoniacal do Ensaio 4 - Reator 2: dados simulados (—●—) e dados experimentais (■)

5.9. Simulação no ASM1 a partir dos parâmetros calibrados

A partir dos parâmetros Y_a e b_a calibrados, as simulações no ASM1 para lagoas aeradas e lodos ativados foram realizadas e comparadas às simulações realizadas a partir dos parâmetros originais propostos por HENZE et al. (2000). Foram simulados os cenários listados na Tabela 11, considerando o tratamento de esgoto sanitário somente e cotratamento com lixiviados nas proporções 2% a 10%.

5.9.1. Lagoas aeradas

A Figura 47 apresenta os resultados obtidos para biomassa autotrófica (X_{ba}), para o caso de lagoas aeradas, avaliando os seis cenários estudados. Observa-se que o crescimento da biomassa passa a acontecer após 40 dias de operação e atinge completa estabilização próximo a 60 dias, diferindo do que foi encontrado nas simulações obtidas com os valores originais propostos por Henze et al. (2000), em que a biomassa autotrófica ativa iniciou crescimento após 60 dias e teve sua estabilização completa após 80 dias de operação. Esse efeito foi, possivelmente, causado devido à menor ocorrência de decaimento já que o valor calibrado para o coeficiente de decaimento (b_a) é substancialmente menor ao valor original do modelo. Com relação à concentração de biomassa no reator, já era esperado que o uso do coeficiente de produção celular calibrado (Y_a) causaria uma redução das concentrações de biomassa no reator. As concentrações de biomassa autotrófica obtidas com os parâmetros calibrados variaram de 2 mg.L⁻¹ a 14,3 mg.L⁻¹, enquanto que as concentrações de biomassa autotrófica com os valores originais do modelo variaram de 4,8 mg.L⁻¹ a 36 mg.L⁻¹. Apesar da redução nas concentrações de biomassa autotrófica no reator, não foi observado prejuízo à nitrificação. Observa-se na Figura 48 que todo o nitrogênio amoniacal afluente foi consumido.

As demais variáveis como alcalinidade (S_{alk}), demanda de oxigênio (S_o), concentração de nitrito e nitrato (S_{no}), biomassa heterotrófica (X_{bh}), concentração de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) e particulada (X_s), matéria orgânica inerte solúvel (S_i) e particulada (X_i), não sofreram variações em suas concentrações e por isso seus resultados não foram aqui inseridos.

Figura 47 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1 calibrado, contendo as concentrações de biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

Figura 48 - Resultados de simulações para lagoas aeradas e utilizando-se o ASM1 calibrado, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.9.2. Lodo Ativado

O crescimento de biomassa autotrófica (X_{ba}) no reator de lodo ativado, a partir dos dados calibrados, foi observada a partir dos 30 dias de operação e sua completa estabilização aconteceu a partir dos 80 dias, conforme apresentado na Figura 49. O período de adaptação da biomassa até a completa estabilização foi o maior diferencial entre as simulações utilizando-se os parâmetros calibrados e os originais do modelo. A estabilização da biomassa, a partir dos valores originais de Henze et al. (2000), ocorreu após os 60 dias de operação, mais rapidamente que o comportamento observado com os parâmetros calibrados. Isso é devido, possivelmente, ao menor valor do coeficiente calibrado de produção celular (Y_a).

Com relação às concentrações obtidas em ambos os casos, a partir das simulações com os parâmetros calibrados, as concentrações obtidas de biomassa autotrófica ativa variaram de 67 mg.L⁻¹ a 353 mg.L⁻¹. Já as concentrações de biomassa obtidas com os valores originais do Y_a e b_a foram iguais a 76 e 405 mg.L⁻¹. Provavelmente, devido à linha de recirculação do processo de lodo ativado, as concentrações das simulações obtidas com dados calibrados e originais não apresentaram grande variação. Apenas ligeira redução na concentração, para o caso dos parâmetros calibrados, foi verificada.

Quanto à nitrificação, as concentrações de nitrogênio amoniacal, em todos os cenários simulados, foram consumidas, assim que biomassa autotrófica começou a ser identificada no sistema. A Figura 50 apresenta as curvas obtidas através das simulações.

Assim como observado para o caso de lagoas aeradas, as demais variáveis como alcalinidade (S_{alk}), demanda de oxigênio (S_o), concentração de nitrito e nitrato (S_{no}), biomassa heterotrófica (X_{bh}), concentração de matéria orgânica biodegradável solúvel (S_s) e particulada (X_s), matéria orgânica inerte solúvel (S_i) e particulada (X_i), não apresentaram variações significativas em suas concentrações e por isso seus resultados não são apresentados.

Figura 49 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1 calibrado, contendo as concentrações de biomassa autotrófica ativa (X_{ba}) para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

Figura 50 - Resultados de simulações para lodos ativados e utilizando-se o ASM1 calibrado, contendo as concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}), para os cenários 1 (■), 2 (■), 3 (■), 4 (■), 5 (■) e 6 (■)

5.10. Considerações sobre o cotratamento de esgoto e lixiviado a partir dos resultados obtidos

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que, mesmo que os modelos da série ASM tenham sido desenvolvidos especificamente para aplicação a sistemas de tratamento aeróbios, em especial os de lodos ativados, recebendo esgoto sanitário sem contribuições industriais significativas (HENZE et al., 2000), eles representaram de forma satisfatória algumas das principais interferências que os lixiviados de aterros sanitários podem trazer ao tratamento biológico, ainda que apresentem algumas divergências com relação a outros pontos.

O prejuízo à qualidade do efluente final em relação à DQO foi observado tanto nas simulações para lagoas aeradas como para lodos ativados. Quanto maiores as contribuições afluentes de lixiviados de aterros sanitários, maiores as cargas orgânicas efluentes identificadas, principalmente a matéria orgânica inerte. No caso do ASM3, além da matéria orgânica inerte, a eficiência do sistema também foi prejudicada devido à presença de matéria orgânica biodegradável particulada. Segundo Wang (2018), a menor eficiência dos processos biológicos no cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários é devida à presença de material orgânico tóxico e de altas concentrações de nitrogênio. E além disso, mesmo que não estejam presentes compostos tóxicos, ele cita que a presença de compostos orgânicos com altos pesos moleculares e a baixa estabilidade química do meio acarretam menor eficiência na remoção de DQO.

Em contrapartida, as concentrações de nitrogênio amoniacal foram completamente consumidas em ambos os processos biológicos estudados e os modelos implementados, independentemente de sua concentração afluente, visto que não há nos modelos nenhum fator de inibição relacionado à nitrificação. No entanto, estudos realizados por Brennan et al. (2017) avaliaram os efeitos da adição de lixiviados jovens e maduros a estações de tratamento localizadas na Irlanda, e identificaram que altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar inibições aos processos biológicos que compõem a nitrificação, tanto pela falta de alcalinidade no meio como por inibição à biomassa autotrófica. Os autores identificaram que uma concentração inicial de nitrogênio amoniacal igual a 350 mg/L na mistura de lixiviado e esgoto prejudica a ocorrência da nitrificação. Nesse estudo, não foram identificadas interferências aos processos biológicos em casos com menores concentrações de nitrogênio na mistura. No entanto, concentrações tão altas de nitrogênio amoniacal na mistura são inviáveis de serem aplicadas às ETEs brasileiras devido às limitações do próprio sistema de aeração e consumo de químicos para controle operacional dos processos biológicos. Zheng et al. (2018) também avaliou o efeito do cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários e identificaram os efeitos

deletérios de altas concentrações de amônia aos sistemas biológicos, inibindo a atuação das autotróficas. Diante disso, verifica-se que os modelos ASM1 e ASM3 representam de forma satisfatória, porém, com ressalvas, os processos de nitrificação que ocorrem no cotratamento de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários já que a eficiência da nitrificação depende basicamente da carga afluyente de nitrogênio e não há nos modelos nenhuma equação que represente este fator de inibição.

Com relação ao consumo de alcalinidade e de oxigênio dissolvido, os resultados obtidos nas simulações realizadas com o ASM1 e ASM3 se mostraram coerentes e representando corretamente o que acontece quando o cotratamento de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários é aplicado. Os modelos demonstraram que quanto maiores as proporções de lixiviados adicionadas ao sistema, maiores os consumos de alcalinidade e oxigênio dissolvido. O ASM3 apresenta, inclusive, a alcalinidade como limitante à nitrificação e ao crescimento de autotróficas, acarretando em inibição desses processos quando há ausência ou limitação de alcalinidade. O mesmo estudo supracitado, realizado por Brennan et al. (2017), recomenda que o cotratamento de lixiviados e esgotos sanitários deve ser também avaliado considerando a questão operacional e de custos em relação aos maiores consumos de oxigênio dissolvido e de alcalinidade uma vez que em estações de tratamento já implantadas, os sistemas de aeração têm capacidade limitada e podem não estar preparados para atender à demanda exigida. Além disso, deve se considerar que o maior consumo de químicos para aporte de alcalinidade consumida acarretaria em maiores custos operacionais ao tratamento.

A análise da qualidade final do efluente via simulações, por si só, já mostra o prejuízo às características do efluente, mesmo sob a ótica apenas da DQO recalcitrante. Somam-se a isto os resultados relativos à demanda por aeração e alcalinidade na nitrificação, discutidos anteriormente. As dificuldades operacionais causadas por tal estratégia estão, portanto, de acordo com o exposto por Campos (2014b), que alerta sobre as deficiências analíticas no monitoramento de ETEs sob estas condições e consequentes riscos do cotratamento para o corpo receptor. Sob essa ótica, outros fatores também devem ser avaliados, tais quais a toxicidade que alguns compostos, presentes nos lixiviados e que não são removidos por vias biológicas, podem acarretar a organismos aquáticos. Os resultados obtidos nos experimentos e através das simulações nos modelos matemáticos estudados podem apresentar, por vezes, resultados otimistas em relação à qualidade do efluente final, no entanto, podem representar um perigo oculto, uma vez que o lançamento dos efluentes nos corpos receptores pode afetar a microbiota ali presente.

6. CONCLUSÕES

A partir dos estudos realizados foi possível concluir:

- i. As simulações e demais estudos realizados permitiram avaliar a aplicabilidade do ASM1 e ASM3, quando aplicado a sistemas de lagoas aeradas e de lodos ativados. O modelo foi considerado otimista com relação à partida do sistema e adaptação das comunidades microbianas consideradas. No entanto, conforme a concentração de lixiviado adicionado ao cotratamento aumentou nos diferentes cenários simulados, os modelos não foram capazes de representar o impacto esperado à comunidade microbiana, visto que não possuem mecanismos que levem em conta fatores inibitórios devido a compostos orgânicos tóxicos ou altas concentrações de nitrogênio e metais pesados presentes nos lixiviados;
- ii. Os modelos utilizados permitiram a previsão adequada do prejuízo à qualidade do efluente devido à matéria orgânica recalcitrante e dos problemas relacionados à manutenção da nitrificação, frente ao aumento da capacidade de aeração e demanda de alcalinidade.
- iii. O ASM1 foi o modelo mais adequado ao reproduzir os prejuízos causados pela adição crescente de lixiviados devido à matéria orgânica recalcitrante e que, apesar do ASM3 ter também trazido a mesma questão, quando aplicado em processos de lodos ativados, as eficiências na remoção de DQO total foram reduzidas devido à presença de matéria orgânica biodegradável que não foi passível de hidrólise durante a operação.
- iv. Desde que com a devida cautela nos pontos levantados, os modelos podem ser aplicáveis como ferramenta para avaliar qualitativamente o comportamento de ETEs ao receber lixiviado para cotratamento e corroborar os riscos associados a esta prática. O estudo também evidenciou que a aplicabilidade do ASM1 e ASM3 pode ser expandida para outras atividades em potencial, como a otimização de sistemas reais e suporte operacional de ETEs recebendo lixiviado, mas para isto são necessárias modificações na estrutura do modelo para abranger processos adicionais, calibrações e maior detalhamento dos dados de input referentes ao lixiviado;
- v. As análises de sensibilidade mostraram que o coeficiente de produção celular de autotróficas (Y_a), assim como o coeficiente de decaimento (b_a), apresentaram grande influência nas simulações realizadas.

- vi. Os ensaios mostraram que, nas proporções de 1%, 2% e 3% em volume de um lixiviado maduro inserido nos reatores em batelada, a nitrificação não foi visivelmente afetada comparativamente entre os ensaios. Ao contrário do que se esperava, as concentrações de lixiviado inseridas não causaram prejuízo à remoção de nitrogênio, tendo sido removidos em aproximadamente 68 a 100% da concentração inicial. Não foi observada diferença significativa na performance dos reatores que pudesse ser relacionada às maiores concentrações de lixiviados adicionados;
- vii. A calibração realizada resultou em coeficiente de produção celular (Y_a) e de decaimento de autotróficas (b_a) inferiores aos valores originalmente aplicados, propostos por Henze et al. (2000). O coeficiente médio de produção celular, obtido após a calibração, foi igual a $0,075 \text{ g DQO} \cdot (\text{g N})^{-1}$ e o coeficiente de decaimento foi reduzido a $0,053 \text{ d}^{-1}$. Isto representou, possivelmente, não adaptabilidade da biomassa às condições impostas pelos ensaios, além de sugerir condições menos otimistas que as encontradas nas simulações com os valores originais do modelo. A calibração dos parâmetros Y_a e b_a não apresentou substancial variação dentre os cenários experimentados, indicando que não houve inibição mediante a aplicação do lixiviado ao esgoto sanitário, nas proporções aplicadas nesse estudo.

7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se, para a continuidade dos estudos sobre o tema:

- i. Ensaios de bancada adicionais variando e aumentando ainda mais as proporções de lixiviados aplicadas aos reatores, com o objetivo de se determinar concentrações limítrofes aos processos de nitrificação;
- ii. Analisar e utilizar lixiviados de mais de um aterro sanitário, visto que as características locais e idade do aterro influenciam nas características aferidas aos lixiviados gerados;
- iii. Avaliar a partida do sistema e adaptabilidade das comunidades microbianas a partir de ensaios em escala piloto com alimentação contínua de lixiviado e esgoto sanitário, sem inoculação;
- iv. Inserir equações complementares nos modelos matemáticos correspondentes a fatores inibitórios aos processos biológicos de forma a garantir ainda mais adaptabilidade dos modelos da série ASM ao cotratamento de lixiviados e de esgotos sanitários.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS A. A.; GUO J.S.; LIU Z.P.; PAN YY.; AL-REKABI W.S. **Review on landfill leachate treatments**. Am J Appl Sci Res 6:672–684, 2009.

ALVES, CARLOS F. C. **Geoquímica das águas subterrâneas de um aterro de resíduos sólidos em Araras, SP**. Dissertação de Mestrado – São Paulo. 2012.

AMOKRANE A., COMEL C., VERON J. **Landfill leachates pretreatment by coagulation- flocculation**. Water Res 31:2775–2782, 1997.

AKABOCI, T.R.V. **Tratamento de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais: desempenho do processo de modelagem matemática**. 169p. Dissertação – Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. American Public Health Association, Washington, DC. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Elaboração de Projetos Hidráulico - Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. Rio de Janeiro, 2011. 53 p.

BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V.; IWA Task Group on Modelling of Anaerobic Digestion Processes. **Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)**. IWA Publishing, London. 2002.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP; 1999.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3rd. ed., John Wiley & Sons, New Jersey. 2005.

BOCCHIGLIERI, M. M. **A Influência do Recebimento de Chorume dos Aterros Sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo. 2005.

BORGES DE CASTILHOS, A. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte** — Rio de Janeiro: ABES, RiMa, p. 294. 2003.

BOYLE, W.C.; HAM, R.K. **Biological Treatability of Landfill Leachate**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 46, n. 5, p. 860 - 873, 1974.

BRASIL, Lei Nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.

BRASIL, Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

BRENNAN R. B; HEALY M. G.; MORRISON L.; HYNES S, NORTON D.; CLIFFORD E. **Suitability of Municipal Wastewater Treatment Plants for the Treatment of Landfill Leachate**. Environmental Protection Agency (EPA) Report no. 214: Research Programme 2014-2020 reports, prepared by National University of Ireland, 2017.

CAMPOS, F. **Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel**. Tese de Doutorado apresentada à Universidade de São Paulo, 2014a.

CAMPOS, J. R. **Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica**. Revista DAE, n.197, setembro-dezembro, 2014b.

CAMPOS, R.; FERRAZ, F. M.; VIEIRA, E. M.; POVINELLI, J. **Aerobic co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater - are slowly biodegradable organics removed or simply diluted?**. Water Science and Technology, v. 70, p. 1941, 2014c.

CANDIDO, L. A. **Aplicação do modelo ASM2d para remoção de carbono, nitrogênio e fósforo em reator em batelada sequencial**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2015.

COMEAU Y. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design**. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK. 2008.

CHEN, P. **Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment**. Environment International, v. 22. n.2, p.225-237, 1996.

DEL-BORGHI A.; BINAGHI L.; CONVERTI A.; DEL-BORGHI M. **Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge**. Chem Biochem Eng Q 17:277–283, 2003.

DOLD, P. L; MARAIS, G. R. **Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group**. Wat. Sci. Technol., 18(6), p. 63-89. 1986.

DOWNING A.L., PAINTER H.A. AND KNOWLES G. **Nitrification in the activated sludge process**. J. Proc. Inst. Sewage Purif, p.130-153. 1964.

FERREIRA, J. A. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário**. PROSAB, 2009.

GALLEGUILLOS, M. **Optimization of landfill leachates treatment by membrane bioreactor**. University of Liège, PhD thesis, 2011.

GAO J.; OLOIBIRI V.; CHYS M.; AUDENAERT W.; DECOSTERE B.; HE Y.; VAN LANGENHOVE H.; DEMEESTERE K.; VAN HULLE S.W.H. **The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view**. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 14:93–122, 2015.

EKAMA G. A. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design**. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK. 2008.

GERNAEY, K.V.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HENZE, M.; LIND, M.; JØRGENSEN S.B. **Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art**. *Environmental Modeling & Software*, 19 (9): 763-783, 2004.

GIERLICH H.; KOLLBACH J. **Treating Landfill Leachate in European Countries**. *Pollut Eng Int* 3:10–11, 1998.

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Activate Sludge Model N°3**. *Water Science and Technology*, 39 (1):183-193, 1999.

HENRY, J. G., PRASAD, D. & YOUNG, H. **Removal of organics from leachates by anaerobic filter**. *Waster research* 21(11): 1395-1399, 1987.

HENRY, L.G. **Comparison of intermittently aerated sequencing batch reactors (IASBRs) and conventional sequencing batch reactors (cSBRs) in wastewater treatment**. Thesis for the degree of Phd submitted to National University of Ireland, Galway, 2014.

HENZE, M., GRADY, C. P. L., GUJER, W., MARAIS, G. V. R., MATSUO, T., **Activated-Sludge Model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Reports, No. 1**. London 1987: IAWPRC

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; LOOSDRECHT, M.V. **Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3**. IWA Publishing, London. 2000.

HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C.M., MARAIS G.V.R. **Activated Sludge Model No. 2, International Water Association Scientific and Technical Report No. 3**. IWA Publishing, London, UK. 1995.

HOANG V.Y., JUPSIN H., LE V.C., VASEL J.L. **Modeling of partial nitrification and denitrification in an SBR for leachate treatment without carbon addition**. *J Mater Cycles Waste Manag* 14, p. 3–13. 2012.

HOQUE M. A. **Development and calibration of biokinetic models for organic carbon and nitrogen biodegradation in an aerobic activated sludge system**. University of Southern Queensland, PhD thesis, 2010.

IACOPOZZI I., INNOCENTI V., MARSILI-LIBELLI S., GIUSTI E. **A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification.** Environmental Modelling & Software, 22, p. 847 - 861, 2007.

IAWQ. **Activated Sludge Model No.2.** IAWQ Scientific and technical Reports, 1995.

IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

JENKINS D., DAIGGER G.T. AND RICHARD M.G. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming.** 2nd Edition, Lewis Publishers, Chelsea, MI., USA. (1993).

JORDÃO E. P; PESSÔA C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 8º edição – Rio de Janeiro – 2017.

JULES B. VAN LIER. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.** Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK. 2008.

KAMARUDDIN, M.A., YUSOFF, M.S., AZIZ, H.A. **Sustainable treatment of landfill leachate.** Appl Water Sci, 2015.

LEMA J. M., MENDEZ R., BLAZQUEZ R. **Characteristics of Landfill leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review.** Water Air Soil Pollut 40 (3–4), 223–250. 1988.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design.** Prentice-Hall: Englewood Cliffs, 1995.

MCKINNEY, R. E.; OOTEN, R. J. **Concepts of complete mixing activated sludge.** Trans. 19th Sant. Eng. Conf., University of Kansas, p 32-59. 1969.

POHLAND, F; HARPER, S. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. P. 165. Washington DC, 1985.

POVINELLI, J.; ALÉM SOBRINHO, P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: (PROSAB) ABES, 2009.

RANZI, B.D. **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Evaporação Natural com Painéis – Estudo em Escala Piloto.** Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, área de concentração: Engenharia Ambiental, 2009.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** Journal of Hazardous Materials, 468-493, 2007.

RIVAS, A.; IRIZAR, I.; AYESA, E. **Model-based optimization of Wastewater Treatment Plants design.** Environmental Modelling & Software, 23 (4): 435-450, 2008.

SAMPAIO, A.O.; OLIVEIRA, M.E.T.; BOCCHIEGLIERI, M.M. **Avaliação de metodologia para controle do recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgoto.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20. Rio de Janeiro, 1999.

SWIERCZYNSKA, A.; SOCHACKI, A.; BOHDZIEWICZ, J. **Co-treatment of landfill leachate with municipal wastewater in MSBR: Lab-scale and Simulation Study.** The Silesian University of Technology, 117-122, 2012.

SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil,** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar.** Tese de Doutorado apresentada à Universidade de São Paulo, 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL D.H. **Wastewater Engineering –Treatment, Disposal and Reuse.** 5 ed. London. Metcalf e Eddy, Inc. McGraw-Hill Book, 2014.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado.** Campina Grande, epgraf. 488p. 1999.

VON SPERLING M. **Lagoas de estabilização.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 196 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v. 3), 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.1), 2005.

WANG K.; LI L.; TAN F.; WU D. **Treatment of landfill leachate using activated sludge technology: a review.** Archaea 18 – 10p, 2018.

WISZNIOWSK, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. **Landfill leachate treatment methods: A review.** Environ Chem Lett, 51-61, 2006.

ZHENG M.; LI S.; DONG Q.; HUANG X.; LIU Y. **Effect of blending landfill leachate with activated sludge on the domestic wastewater treatment process.** Environmental Science: Water Research & Technology (2): 187-434, 2018.

ZHAO X., Qu J., Liu H., Wang C., Xiao S., Liu R., Liu P., Lan H., Hu C. **Photo electrochemical treatment of landfill leachate in a continuous flow reactor.** Bioresour Technol 101:865–869, 2010.