

Lodo ativado em bateladas sequenciais como opção de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Activated sludge sequential batch as an optional post-treatment of UASB reactor effluent

Laio Ariel Leite de Paiva^{1*} , Adrianus Cornelius Van Haandel¹ , Lincoln Soares Mota² 

RESUMO

Sistemas anaeróbios modernos de tratamento de esgoto doméstico, embora bastante eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, não produzem um efluente com qualidade compatível com os padrões legais para descarga em corpos d'água. Por essa razão, esses sistemas têm de ser associados a unidades de pós-tratamento. Este trabalho trata de uma investigação experimental sobre a viabilidade de aplicação do sistema de lodo ativado como uma alternativa do pós-tratamento, especificamente para o caso em que se prevê o efluente final para fertirrigação. Na investigação experimental, utilizou-se um reator de bateladas sequenciais (RBS), em escala laboratorial, como unidade de pós-tratamento. Os resultados experimentais mostraram que o comportamento do sistema RBS pode ser descrito como o modelo geral de lodo ativado da Associação Internacional da Água (IWA, na sigla em inglês), que resulta na definição dos aspectos fundamentais: qualidade do efluente final, consumo de oxigênio e produção de lodo. Na otimização do reator RBS, desenvolveu-se um modelo que permite estabelecer o tempo de permanência mínimo para o pós-tratamento em função de dois parâmetros básicos: a constante de utilização de material orgânico biodegradável pelas bactérias heterotróficas do lodo gerado no sistema de pós tratamento e a sedimentabilidade desse lodo. A constante de utilização de material orgânico foi determinada por testes respirométricos. O lodo gerado no sistema de pós-tratamento surpreendentemente mostrou ter uma sedimentabilidade bem superior àquela normalmente encontrada em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto, o que constitui um argumento sólido para a aplicação do sistema RBS na prática de pós-tratamento do efluente do reator *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB).

Palavras-chave: esgoto doméstico; tratamento anaeróbio-aeróbio; reator UASB; lodo ativado; otimização.

ABSTRACT

Modern anaerobic systems for domestic sewage treatment, although very effective in removing organic matter and suspended solids, do not produce a quality effluent that complies with the legal standards for discharge into water bodies. Therefore, such systems have to be associated with post treatment units. This paper deals with an experimental investigation into the feasibility of applying the activated sludge system as an alternative post-treatment, specifically for the case where reuse of the final wastewater for fertigation is expected. In the experimental investigation, a pilot-scale sequencing batch reactor (SBR), in laboratory scale, was used as a post-treatment unit. The experimental results showed that the behavior of the RBS system can be described with the general IWA model for activated sludge, resulting in the definition of the fundamental aspects: quality of the final effluent, oxygen consumption, and sludge production. In the optimization of the RBS reactor, a model was developed to establish the minimum retention time for the post-treatment in terms of two basic parameters: the biodegradable organic material utilization constant by heterotrophic bacteria sludge of the post-treatment system and the sedimentability of this sludge. The organic material utilization constant was determined by respirometry testing. The sludge generated in the post-treatment system surprisingly been shown to have a much higher sedimentability than that normally found in activated sludge systems dealing with raw sewage, which is a sound argument for applying the RBS system in the practice of post-treatment reactor effluent UASB

Keywords: anaerobic-aerobic treatment; domestic sewage; UASB reactor; activated sludge; optimization.

INTRODUÇÃO

Reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) vêm sendo largamente aplicados no tratamento de esgoto doméstico, especialmente em regiões de clima quente (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994;

CAMPOS, 1999; CHERNICHARO *et al.*, 2015). Embora bastante eficiente na remoção de matéria orgânica (MO) biodegradável e de sólidos suspensos totais (SST), a qualidade do efluente desses reatores normalmente não atende às normas ambientais impostas, tornando-se

¹Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB), Brasil.

²Universidade Estadual da Paraíba - Campina Grande (PB), Brasil.

*Autor correspondente: laioariel@yahoo.com.br

Recebido: 04/02/2016 - Aceito: 01/02/2019 - Reg. ABES: 159463

necessário aplicar pós-tratamento. No presente trabalho, relata-se uma investigação experimental na qual se avaliou a aplicabilidade de lodo ativado operado em regime de reator de bateladas sequenciais (RBS) para o pós-tratamento do efluente de reatores UASB, quando se deseja usar o efluente final para irrigação. Nesse caso, o principal objetivo do pós-tratamento aeróbio é a remoção de material orgânico, sólidos em suspensão e ovos de helmintos do efluente do UASB.

O pós-tratamento desse efluente em sistemas de lodo ativado tem sido aplicado tanto no Brasil (CAMPOS, 1999) como no exterior (VAN LIER *et al.*, 2010). Nesse tipo de sistema, os pesquisadores têm percebido alguns problemas operacionais, principalmente quando se fala da estabilização do lodo aeróbio gerado, que tem sido realizado no próprio reator UASB. Todavia, a solução desse problema foi proposta por Silva Filho e Van Haandel (2014).

Na pesquisa da viabilidade técnica e econômica do pós-tratamento aeróbio em sistema de lodo ativado, há basicamente dois problemas que tem de ser resolvidos: qual é o modelo adequado para descrever o processo metabólico de remoção do material orgânico do efluente do UASB e qual modelo permite a otimização do pós-tratamento, isto é, define o custo mínimo de investimento e de operação. Neste trabalho, apresentam-se dados experimentais que mostram que o modelo geral de lodo ativado desenvolvido por Marais e Ekama (1976) e, mais tarde, aperfeiçoado no modelo da Associação Internacional da Água (IWA, na sigla em inglês) (HENZE; GRADY, 1986) descreve adequadamente o pós-tratamento aeróbio.

A partir daí, desenvolve-se um modelo que permite a otimização do sistema do lodo ativado operado em regime de RBS para o pós-tratamento. O modelo requer como entrada os valores da constante básica da cinética de utilização do material orgânico e da sedimentabilidade do lodo que se forma no sistema RBS e permite calcular o tempo de permanência mínimo para qualquer idade de lodo adotada.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para dimensionar um sistema de pós-tratamento aeróbio, precisa-se criar um modelo que o descreva. A função objetivo na otimização desse sistema é a minimização do seu custo. Nesta seção, esses dois problemas são abordados.

Modelo do pós-tratamento aeróbio do efluente de um reator *upflow anaerobic sludge blanket*

No modelo tradicional do sistema de lodo ativado proposto pela IWA (HENZE; GRADY, 1986), considera-se que o material orgânico do afluente, quantificado como demanda química de oxigênio (DQO), divide-se em três diferentes frações: mS_e , a fração descarregada com o efluente; mS_x , a fração transformada em lodo aeróbio; e mS_o , a fração oxidada pelo oxigênio. O modelo define exatamente os aspectos principais

do tratamento aeróbio: mS_e define a DQO do efluente, enquanto mS_x e mS_o , a produção de lodo de excesso e o consumo de oxigênio, respectivamente. Nesse modelo, a variável fundamental é a idade de lodo, que é conceituada como o tempo médio que este permanece no sistema de lodo ativado, ou ainda como a massa de lodo no sistema dividido pela massa diária de lodo de excesso descarregada. O modelo é válido quando o metabolismo da DQO biodegradável do afluente é essencialmente completo, o que, na prática, quase invariavelmente ocorre.

A validade do modelo de lodo ativado foi testada amplamente com esgoto bruto e sedimentado. Neste trabalho, procura-se estabelecer se este também é aplicável para o esgoto pré-tratado anaerobicamente.

Van Haandel e Marais (1999) apresentaram as Equações 1, 2 e 3 para as três frações:

$$mS_e = f_{us} \quad (1)$$

$$mS_{xl} = f_{cv}(1-f_{us}-f_{up})(1+f_b R_{sa})Y_{ae}/(1+b_h R_{sa}) + f_{up} \quad (2)$$

$$mS_o = mS_{exo} + mS_{end} = (1-f_{us}-f_{up})(1-f_{cv}Y_{ae} + f_{cv}b_h(1-f)Y_{ae}R_{sa}/(1+b_h R_{sa})) \quad (3)$$

Em que:

mS_e = fração de DQO afluente descarregada no efluente;

mS_{xl} = fração de DQO afluente descarregada no lodo de excesso;

mS_o = fração de DQO afluente oxidada no reator;

mS_{exo} = fração de DQO afluente oxidada devido à respiração exógena;

mS_{end} = fração de DQO afluente oxidada devido à respiração endógena;

f_{us} = fração de DQO afluente não biodegradável e solúvel;

f_{up} = fração de DQO afluente não biodegradável e particulada;

Y_{ae} = coeficiente de crescimento = 0,45 mgVSS.mgDQO⁻¹ (MARAIS; EKAMA 1976);

f_{cv} = DQO de uma unidade de massa de sólidos suspensos voláteis = 1,5 mg DQO.mgSSV⁻¹ (MARAIS; EKAMA, 1976);

f = fração do lodo ativo decaído que permanece como resíduo endógeno = 0,2 (MARAIS; EKAMA, 1976);

b_h = constante de decaimento = 0,24(1,04)^(t-20).d⁻¹ (MARAIS; EKAMA 1976);

R_{sa} = idade de lodo.

A Figura 1 mostra, esquematicamente, os processos que se desenvolvem no sistema de lodo ativado com relação à remoção de material orgânico. Os valores das frações de DQO no efluente, no lodo e oxidada dependem da idade de lodo e de uma série de fatores que são resumidos como segue:

1. f_{us} é a fração não biodegradável e solúvel da DQO afluente que é descarregada no efluente sem sofrer modificações;
2. f_{up} é a fração não biodegradável e particulada da DQO afluente que é floculada, formando a fração inerte do lodo aerado;
3. a fração biodegradável da DQO afluente é metabolizada e parcialmente transformada em lodo ativo (massa de bactérias vivas), enquanto o restante é oxidado, resultando numa demanda de oxigênio (respiração exógena);

4. Em paralelo à respiração exógena, ocorre a endógena com o decaimento do lodo ativo. Na respiração endógena, uma fração f do lodo decaído transforma-se no resíduo endógeno, e a diferença $(1-f)$ é oxidada gerando outra demanda de oxigênio.

No modelo da IWA, os valores das constantes de massa de lodo ($Y_{ae} = 0,45 \text{ gSVS.gDQO}^{-1}$, $f_{cv} = 1,5 \text{ gDQO.gSVS}^{-1}$ e $f = 0,2$) são invariáveis. A constante de decaimento depende somente da temperatura $0,24.(1,04)^{(t-20)}.d^{-1}$, mas não das condições operacionais ou da origem da água residuária. Os valores numéricos das frações não biodegradáveis no afluente tendem a variar, dependendo da origem da água residuária. Os valores de f_{us} e f_{up} devem ser determinados experimentalmente; f_{us} é calculada a partir de Equação 1 e f_{up} com auxílio das Equações 2 ou 3. No caso de esgoto bruto, geralmente os valores são em torno de $f_{us} = 0,10$ e $f_{up} = 0,08$. A validação do modelo da IWA está na constatação de que, para diferentes valores da idade de lodo, os valores experimentais de mS_e , mS_{xae} e mS_o são iguais aos teóricos das Equações 1, 2 e 3. Os valores experimentais são expressos pelas Equações 4, 5 e 6:

$$m^2S_e = S_e/S_{eu} \tag{4}$$

$$m^2S_{xae} = f_{cv} V_l X_v / (R_{sa} Q_a S_{eu}) = R_h f_{cv} X_v / (R_{sa} S_{eu}) \tag{5}$$

$$m^2S_o = V_f TCO_c / (Q_a S_{eu}) = R_h TCO_c / S_{eu} \tag{6}$$

Em que:

- m^2S_e = fração experimental da DQO no efluente;
- m^2S_x = fração experimental da DQO transformada em lodo de excesso;
- m^2S_o = fração da DQO que é oxidada;
- S_{eu}, S_e = concentrações da DQO no afluente e efluente do sistema de lodo ativado;
- V_r = volume do sistema de lodo ativado;
- X_v = concentração de lodo volátil;
- Q_a = vazão de esgoto;
- TCO_c = taxa de consumo de oxigênio no reator de lodo ativado.

No caso do tratamento anaeróbio antes do pós-tratamento aeróbio, os valores das frações não biodegradáveis desviam substancialmente daqueles em esgoto bruto, como fica claro na Figura 2, na qual os números indicam valores típicos das diferentes frações do material orgânico antes e depois do pré-tratamento anaeróbio. A fração do material orgânico não biodegradável e solúvel tende a ser maior depois do tratamento anaeróbio, e a fração não biodegradável e particulada (que fica em grande parte retida no UASB) torna-se menor que no esgoto bruto. Usando o exemplo na Figura 2, 26% da DQO do esgoto estaria no efluente do UASB, tendo, assim, $f'_{us} = 0,10/0,26 = 0,38$ e $f'_{up} = 0,02/0,26 = 0,08$.

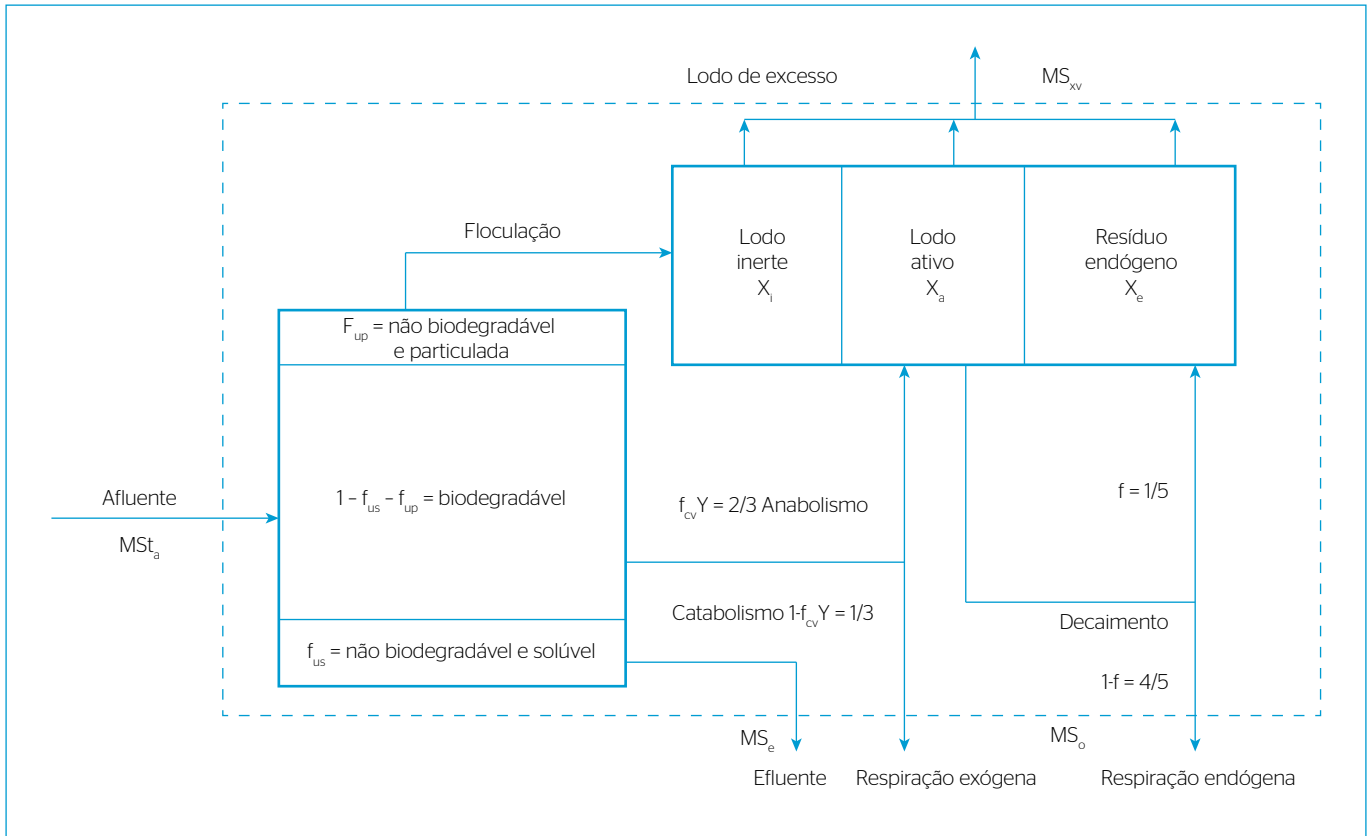


Figura 1 - Representação esquemática do fluxo e transformação da matéria orgânica em sistemas aeróbios de tratamento.

Para validar o modelo da IWA também para o pós-tratamento aeróbio, utiliza-se a mesma abordagem: para várias idades de lodo, determina-se se há um par de valores para f_{us} e f_{up} tais que os valores teóricos das frações (Equações 1, 2 e 3) se igualam aos experimentais (Equações 4, 5 e 6).

Otimização do reator em bateladas sequenciais para o pós-tratamento aeróbio do efluente do reator *upflow anaerobic sludge blanket*

O pós-tratamento aeróbio do efluente do reator UASB visando à produção de água de irrigação constitui-se basicamente na remoção do material orgânico e dos patógenos de tal modo que se produza uma água sem essas características. Neste trabalho, usou-se um reator em RBS, porque, em pesquisa anterior (SILVA, 2015), essa variante do sistema de lodo ativado mostrou ter capacidade de tratamento bem superior ao sistema de fluxo contínuo. No reator em RBS, o tratamento realiza-se em reator unitário e é composto de quatro passos: tratamento, sedimentação, descarga do efluente e alimentação de nova batelada.

Os passos descarga e alimentação têm tempos fixos e os outros dois — tratamento e sedimentação — dependem das condições operacionais, notadamente da concentração de lodo. A otimização do sistema RBS

essencialmente é a maximização da capacidade de tratamento que é a vazão que pode ser tratada por unidade de volume do RBS. Equivalentemente, a otimização significa a minimização do tempo de um ciclo dos quatro passos do tratamento. Como os passos de descarga e alimentação tem tempos constantes, a otimização é, na sua essência, a minimização da soma dos tempos de tratamento e de sedimentação.

Se o modelo da IWA é válido para o pós-tratamento aeróbio, tem-se as Equações 7, 8, 9, 10 e 11 para os componentes do lodo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999):

$$\text{Lodo ativo: } X_a = YR_{sa} / (1 + b_h R_{sa}) * S_{bu} / R_h = (1 - f_{us} - f_{up}) YR_{sa} / (1 + b_h R_{sa}) * S_{eu} / R_h \quad (7)$$

$$\text{Resíduo endógeno: } X_e = f_b R_{sa} X_a \quad (8)$$

$$\text{Lodo inerte: } X_i = (f_{up} / f_{cv}) R_{sa} / R_h \quad (9)$$

$$\text{Lodo volátil: } X_v = X_a + X_e + X_i = [(1 - f_{us} - f_{up}) (1 + f_b R_{sa}) YR_{sa} / (1 + b_h R_{sa}) + f_{up} R_{sa} / f_{cv}] S_{eu} / R_h \quad (10)$$

$$\text{Lodo total: } X_t = X_v / f_v \quad (11)$$

Em que:

X_a = concentração de lodo ativo (composto da massa bacteriana viva);

X_e = concentração do resíduo endógeno;

X_i = concentração do lodo inerte (gerado da DQO não biodegradável e particulado do afluente);

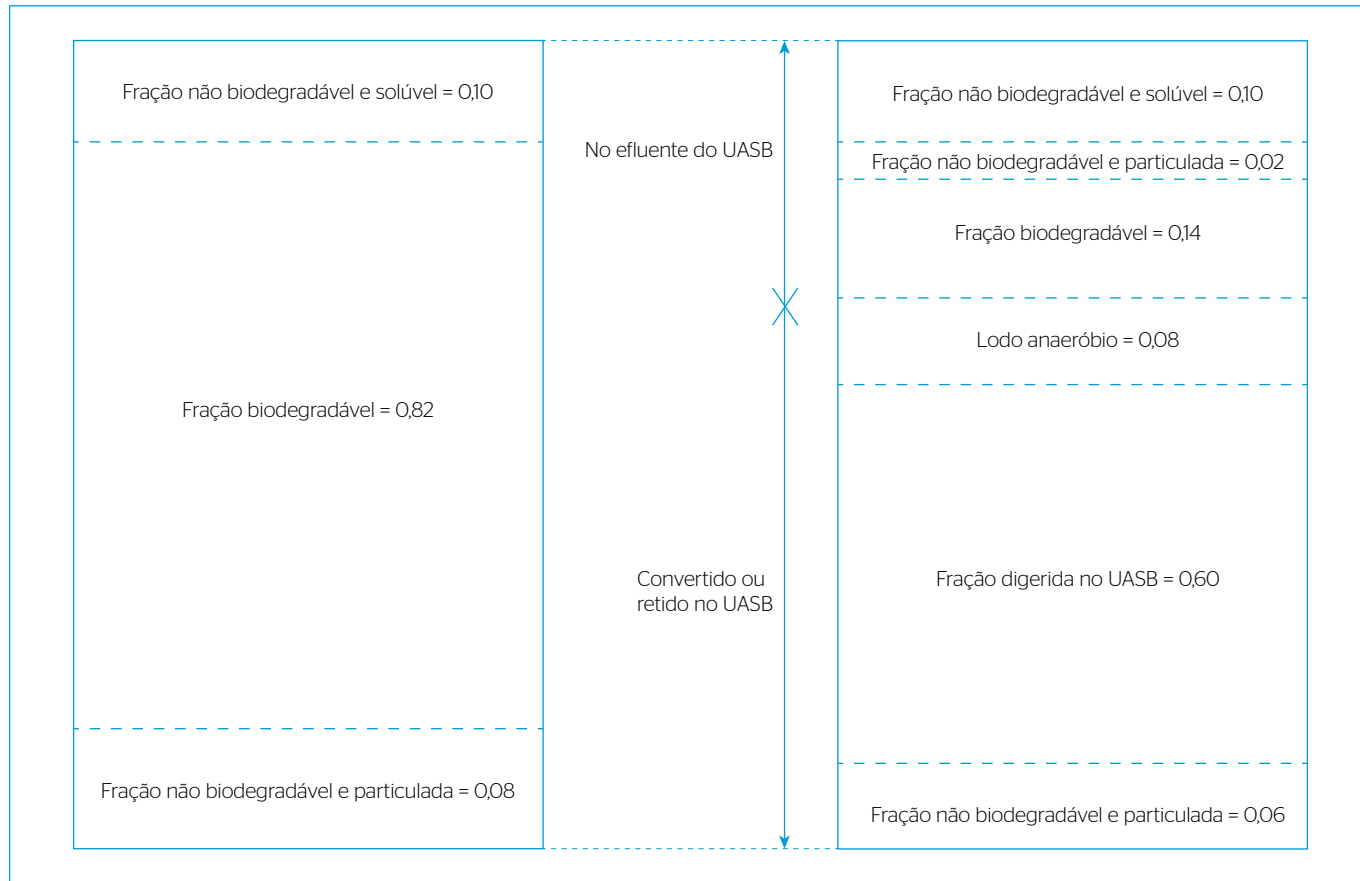


Figura 2 - Representação do efeito do pré-tratamento anaeróbio sobre a composição do material orgânico em esgoto.

X_v = concentração de lodo volátil = $X_i + X_a + X_e$;
 X_i = concentração de lodo total (volátil + mineral);
 R_h = tempo de permanência da fase líquida;
 S_{eu} = concentração da DQO do afluente do pós-tratamento;
 S_{bu} = concentração da DQO biodegradável do afluente do reator aeróbio.

Tempo de aeração

No pós-tratamento aeróbio do efluente de reatores UASB visando à produção de água para reúso na agricultura, o principal objetivo do tratamento biológico é a remoção do material orgânico biodegradável residual. A utilização do material orgânico pelo lodo ativo pode ser descrita pela Equação 12, de Monod (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999):

$$r_u = k_m S_b / (S_b + K_s) X_a = k_m S_{bu} / (S_{bu} + K_s) * (Y R_s / (1 + b_h R_s) \cdot S_{bu}) / R_h \quad (12)$$

Em que:

r_u = taxa de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada;
 k_m = constante de utilização ($gDQO \cdot gX_a^{-1} \cdot d^{-1}$);
 S_b = DQO biodegradável no reator RBS;
 K_s = constante de meia saturação;
 X_a = concentração de lodo ativo (massa de bactéria viva);
 S_{bu} = DQO biodegradável no efluente do reator UASB;
 R_h = tempo de permanência no reator RBS = $V_r / Q_a = V_r / (NV_b)$;
 V_r = volume do reator RBS;
 Q_a = vazão diária tratada no RBS;
 N = número de bateladas tratadas diariamente;
 V_b = volume de uma batelada.

Quando a concentração de substrato é elevada, a razão $S_b / (S_b + K_s) \approx 1$ e a taxa de utilização tem seu valor máximo, que é independente da concentração do material orgânico biodegradável, conforme Equação 13:

$$r_{um} = k_m X_a \quad (13)$$

Em que:

r_{um} = taxa máxima de metabolismo do material orgânico biodegradável.

Durante a aeração, parte do material orgânico utilizado ou metabolizado pelo lodo ativo é oxidada ou catabolizada enquanto o restante é incorporado na massa celular. No metabolismo de material orgânico biodegradável, considera-se que cresce Y gramas de lodo ativo por gramas de DQO metabolizado, e esse lodo tem uma DQO de $f_{cv} Y$. Uma fração $f_{cv} Y$ da DQO biodegradável é anabolizada, e o restante $(1 - f_{cv} Y)$, catabolizado, requerendo por definição $(1 - f_{cv} Y)$ de oxigênio. Portanto, a TCO exógena é ligada à taxa de metabolismo ou à utilização do material orgânico biodegradável, conforme Equação 14:

$$TCO_{ex} = (1 - f_{cv} Y) r_u \quad (14)$$

Em que:

TCO_{ex} = taxa de consumo de oxigênio exógeno ($mgO_2 \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$)
 f_{cv} = constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($1,5 \text{ mgDQO} / \text{mgSSv}^{-1}$);
 Y = coeficiente de rendimento = $0,45 \text{ mgXa} / \text{mgDQO} \cdot d^{-1}$;
 r_u = taxa de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) em um reator de lodo ativado pode ser determinada experimentalmente, por exemplo com o auxílio de um respirômetro, instrumento que determina a taxa de diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, quando a oxidação é interrompida. O respirômetro automatizado gera um respirograma, que mostra o valor da TCO em função do tempo. A Figura 3 é um respirograma típico, gerado após a introdução de uma batelada de efluente do reator UASB em um reator RBS de lodo ativado.

O respirograma mostra que, antes da introdução do efluente do reator UASB, a TCO tende a um valor mínimo que corresponde à taxa de respiração endógena de lodo aeróbio. No caso da Figura 3, $TCO_{min.} = 8,0 \text{ mg} \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$. Depois da introdução do efluente do UASB, a TCO passa para um valor máximo, que permanece por algum tempo para depois, gradualmente, diminuir e novamente se estabelecer no valor mínimo da respiração endógena. Na Figura 3, esse valor da $TCO_{max.}$ é $101,0 \text{ mg} \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$. O valor da concentração de lodo ativo (massa bacteriana viva) pode ser calculado a partir do respirograma, sabendo que a TCO endógena é dada pela Equação 15 (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999):

$$TCO_{min.} = (1 - f) f_{cv} b_h X_a \quad (15)$$

Em que:

$TCO_{min.}$ = taxa de consumo de oxigênio endógeno ($mgO_2 \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$);
 f_{cv} = constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($1,5 \text{ mgDQO} / \text{mgSSv}$);
 b_h = constante de decaimento das heterotróficas = $0,24 * 1,04^{(t-20)}$ (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999);
 X_a = concentração de lodo ativo ($mg \cdot L^{-1}$).

O valor da constante de utilização pode ser calculado a partir da taxa máxima da TCO exógena, sabendo a proporcionalidade da TCO_{ex} e a r_{um} (Equação 13). Durante a primeira fase do tratamento, a TCO se mantém a um valor máximo, alcançado por meio da Equação 16:

$$TCO_{exm} = r_{um} = (1 - f_{cv} Y) k_m X_a \quad (16)$$

Em que:

TCO_{exm} = taxa de consumo de oxigênio exógeno máximo ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

r_{um} = taxa máxima de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada.

f_{cv} = constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($1,5 mgDQO.mgSSv^{-1}$)

Y = coeficiente de rendimento = $0,45 mgXa.mgDQO^{-1}.d^{-1}$;

k_m = constante de utilização do material orgânico ($gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$);

X_a = concentração de lodo ativo ($mg.L^{-1}$).

O valor da concentração de material orgânico biodegradável no reator pode ser estimado considerando-se que, no metabolismo, há oxidação de uma fração $(1-f_{cv}Y)$ da DQO, enquanto a $f_{cv}Y$ da DQO é anabolizada. Como a área de baixo da curva da TCO_{ex} e acima da linha base da TCO_{end} é a TCO exógena, a concentração do material orgânico biodegradável metabolizada no tratamento é calculada por meio da Equação 17:

$$S_{bi} = A_s / (1 - f_{cv}Y) \tag{17}$$

Em que:

S_{bi} = concentração de material orgânico biodegradável no início do tratamento da batelada;

A_s = área entre a curva da TCO_{ex} e a TCO_{end} ;

f_{cv} = constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($1,5 mgDQO.mgSSv^{-1}$);

Y = coeficiente de rendimento = $0,45 mgXa.mgDQO.d^{-1}$.

É importante reconhecer que a DQO biodegradável no início do tratamento da batelada não é igual à concentração de material orgânico biodegradável no efluente do UASB (S_{bu}), uma vez que S_{bu} é diluído em um fator V_r/V_b quando se lança a batelada no reator. Assim, tem-se a Equação 18:

$$S_{bi} = (V_b/V_r)S_{bu} \tag{18}$$

Em que:

S_{bi} = concentração de material orgânico biodegradável no início do tratamento da batelada ($mg.L^{-1}$);

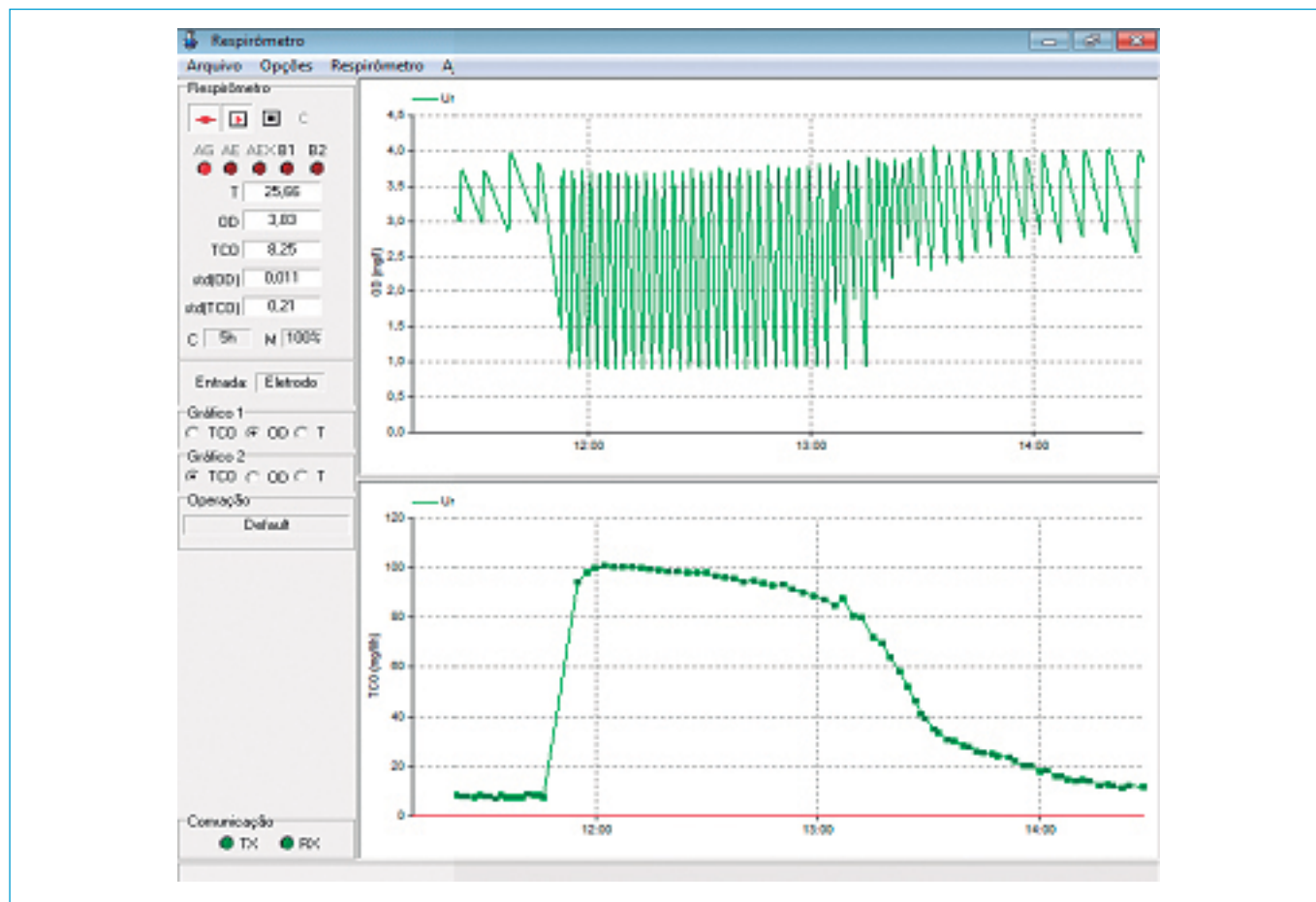


Figura 3 - Respirograma típico obtido em um sistema de lodo ativado em reator de bateladas sequenciais, recebendo uma batelada de efluente de um reator *upflow anaerobic sludge blanket*.

V_b = volume de uma batelada (m^3);

V_r = volume do reator (m^3);

S_{bu} = DQO biodegradável no efluente do reator UASB ($mg.L^{-1}$).

O tempo mínimo da aeração pode ser estimado, considerando-se que a concentração S_{bi} não pode ser utilizada a uma taxa maior que r_{um} , de modo que se tem, então, a Equação 19:

$$t_{aem} = S_{bi}/r_{um} = (V_b/V_r)S_{bu}/(k_m X_a) \quad (19)$$

Em que:

t_{aem} = tempo mínimo necessário para o tratamento da batelada de efluente do reator UASB;

S_{bi} = concentração de material orgânico biodegradável no início do tratamento da batelada ($mg.L^{-1}$);

r_{um} = taxa máxima de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada;

V_b = volume de uma batelada (m^3);

V_r = volume do reator (m^3);

S_{bu} = DQO biodegradável no efluente do reator UASB ($mg.L^{-1}$);

k_m = constante de utilização do material orgânico ($gDQO.gX_a^{-1}.d^{-1}$);

X_a = concentração de lodo ativo ($mg.L^{-1}$).

Tempo de sedimentação

Quando a utilização do material orgânico é completa, a aeração da batelada é interrompida e se inicia a sedimentação do lodo. A velocidade de sedimentação pode ser expressa pela Equação 20, de Vesilind (1968):

$$V = V_o \text{Exp}(-kX_t) \quad (20)$$

Em que:

V = velocidade de sedimentação em zona;

V_o, k = constantes de sedimentação em zona;

X_t = concentração de sólidos em suspensão.

Os valores das constantes de sedimentabilidade v_o e k podem ser determinados experimentalmente por testes específicos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

O tempo necessário para o lodo sedimentar L metros (em que L é a altura do sobrenadante que vai ser descarregado depois da sedimentação) com uma velocidade V é dado pela Equação 21:

$$t_{se} = L/V = H_r(V_{bat}/V_r)/(V_o \text{exp}(-kX_t)) \quad (21)$$

Em que:

t_{se} = tempo mínimo de sedimentação do lodo no reator (h);

L = altura do sobrenadante que vai ser descarregado depois da sedimentação (m);

V = velocidade de sedimentação em zona ($m.h^{-1}$);

H_r = altura do reator (m);

V_{bat} = volume de uma batelada (m^3);

V_r = volume do reator (m^3);

V_o = velocidade de sedimentação ($m.h^{-1}$);

k = constante de sedimentação ($L.g^{-1}$);

X_t = concentração de sólidos em suspensão ($mg.SS.L^{-1}$);

De posse dos valores dos tempos de alimentação e descarga de uma batelada e munido com expressões para o tempo de aeração (Equação 19) e de sedimentação (Equação 21), o procedimento de otimização do RBS de pós-tratamento é essencialmente de tentativas para encontrar a capacidade máxima de tratamento por unidade de volume, ou seja, de minimização do tempo de permanência. Para tanto, tem-se os seguintes passos:

- para um determinado valor do tempo de permanência, calcula-se a vazão que pode ser tratada por unidade de volume;
- calcula-se o valor da concentração de lodo ativo (X_a) e de lodo total (X_t) (Equações 7 e 11);
- para os valores de X_a e X_t , computa-se o tempo necessário para aeração e sedimentação de uma batelada, com auxílio das Equações 19 e 2;
- sabendo os valores dos tempos de descarga e alimentação de uma batelada, calcula-se o tempo de um ciclo de tratamento, bem como o número de ciclos por dia e, sabendo o volume de uma batelada, calcula-se a vazão diária que pode ser tratada;
- se o valor da vazão que pode ser tratado (item 4) for maior que a vazão adotada inicialmente (item 1), o reator está subcarregado, e o tempo de permanência pode ser reduzido. Caso contrário, está sobrecarregado, e o tempo de permanência tem de ser diminuído.

Para poder realizar os cálculos do procedimento acima, é necessário que se tenha os dados. A Tabela 1 mostra um exemplo dos números necessários para um caso particular. Nos dados, pode se considerar que os valores de parâmetros de massa de lodo (Y_{ae}, f, f_{cv}, b_h) e propriedades de lodo aeróbio gerado (f_v, k_m, v_o, k) mantêm-se razoavelmente constantes, mas os dados da DQO a ser tratada (S_{eu}, f_{us}, f_{up}), as particularidades do reator ($V_r, H_r, t_a = t_d$) e as condições operacionais (V_b, R_s, T) são específicos e precisam ser determinados ou estimados para cada caso de projeto.

RESULTADOS

Para verificar se o modelo da IWA é adequado para descrever o tratamento aeróbio de efluente do reator UASB, realizou-se uma investigação experimental usando um reator RBS de 10 L, operando-o com várias idades de lodo. Na Tabela 2, podem-se observar os valores

experimentais pertinentes, obtidos na investigação para as três idades de lodo (colunas 1, 2, 3 e 4). Com os valores da DQO no afluente e no efluente do RBS (colunas 2 e 3), utiliza-se a Equação 4 para calcular os valores de f_{us} . Em seguida, usa-se a Equação 5 para calcular os valores de f_{up} para as diferentes idades de lodo. Os valores obtidos de f_{us} e f_{up} indicam que não dependem da variável idade de lodo e, por isso,

Tabela 1 - Valores obtidos na investigação experimental dos parâmetros necessários no procedimento de otimização do reator de bateladas sequenciais.

| Parâmetros de massa do lodo | |
|-------------------------------------|---|
| Y_{ae} | 0,45 gSVS.gDQO ⁻¹ |
| f | 0,2 |
| f_{cv} | 1,5 gDQO.gSVS ⁻¹ |
| b_h | 0,29 d ⁻¹ |
| Propriedades do lodo aeróbio gerado | |
| f_v | 0,8 gSVS.gSTS ⁻¹ |
| k_m | 3,0 gDQO.gX _a ⁻¹ .d ⁻¹ |
| v_o | 300 m.d ⁻¹ |
| k | 0,2 L.g ⁻¹ |
| DQO a ser tratada | |
| S_{eu} | 250,0 mg.L ⁻¹ |
| f_{us} | 0,3 |
| f_{up} | 0,03 |
| Particularidades do reator | |
| V_r | 1,0 m ³ |
| H_r | 6,0 m |
| $t_a = t_d$ | 0,1 h |
| Condições operacionais | |
| V_b | 0,5 m ³ |
| R_s | 5,0 d |
| T | 25°C |

DQO: demanda química de oxigênio; Y_{ae} : coeficiente de crescimento; f : fração do lodo ativo decaído que permanece como resíduo endógeno; f_{cv} : constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão; b_h : constante de decaimento das heterotróficas; f_v : fração de lodo volátil; k_m : constante de utilização do material orgânico; v_o : velocidade de sedimentação; k : constante de sedimentação; S_{eu} : concentração da DQO no afluente do sistema de lodo ativado; f_{us} : fração da DQO não biodegradável e dissolvida; f_{up} : fração da DQO não biodegradável e particulada; V_r : volume do reator; H_r : altura do reator; t_a : tempo de alimentação; t_d : tempo de descarte; V_b : volume de uma batelada; R_s : idade de lodo; T : temperatura.

Tabela 2 - Valores na operação de um sistema aeróbio tratando efluente de reator *upflow anaerobic sludge blanket*.

| R_s (d) | S_{eu} (mg.L ⁻¹) | S_e (mg.L ⁻¹) | X_v (g.L ⁻¹) | f_{us} | f_{up} |
|--------------|-----------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|----------|----------|
| 5 | 222 | 65 | 2,05 | 0,293 | 0,028 |
| 8 | 250 | 70 | 2,98 | 0,300 | 0,022 |
| 12 | 236 | 75 | 3,75 | 0,298 | 0,026 |
| Média | | | | 0,30 | 0,03 |

R_s : idade de lodo; S_{eu} : concentração da DQO no afluente do sistema de lodo ativado; S_e : concentração da DQO no efluente do sistema de lodo ativado; X_v : concentração de lodo volátil; volume: 10 L; vazão: 100 L.d⁻¹; temperatura: 25°C; tempo de permanência: 2,4 h.

é legítimo que se usem os valores médios nas três idades como representação para qualquer uma destas. Esse resultado comprova que o modelo da IWA também descreve adequadamente o comportamento do sistema de lodo ativado no caso do tratamento de esgoto previamente digerido em reator UASB. Naturalmente, o valor de f_{up} poderá variar com o do pré-tratamento anaeróbio e, idealmente, deverá ser determinado experimentalmente.

Sabendo que se pode usar o modelo da IWA para descrever o pós-tratamento aeróbio, pode-se realizar a otimização de reator RBS qualquer, seguindo-se apenas o procedimento delineado na seção anterior. Por exemplo, usando os dados da Tabela 1, tem-se, na Tabela 3, os valores em função do tempo de permanência para um reator de 1 m³, alimentada com bateladas de 0,5 m³. Na linha 1 desta tabela, vê-se o tempo de permanência (coluna 1); a vazão para R_s adotado (coluna 2); a concentração de lodo ativo (coluna 3) e de lodo total (coluna 4); e os tempos de aeração (coluna 5), de sedimentação (coluna 6), de descarga de efluente (coluna 7) e de ciclo (coluna 8). Calcula-se, então, o número de bateladas por dia e a vazão que isso representa tendo-se bateladas de 0,5 m³. Compara-se, assim, essa vazão, que representa a capacidade de tratamento do reator, com a adotada inicialmente e verifica-se que a capacidade de tratamento é maior que a vazão adotada.

Portanto, para o tempo de permanência de 0,1 d (2,4 h), o reator está subcarregado. Quando se adota um tempo de permanência de 0,08 d (linha 2), a vazão adotada é maior que a calculada, e o reator é sobrecarregado. Por tentativa, estabelece-se, então, que a capacidade máxima de tratamento se materializa para um tempo de permanência de 0,0823 d ou 1,97 d, como mostra a linha 3.

Podem-se usar os valores da Tabela 3 para calcular a produção de lodo e o consumo de oxigênio.

Calcula-se, logo, que a produção de lodo no sistema otimizado da Tabela 3 será 0,223 kg STS por kg de DQO processado no pós-tratamento. O consumo de oxigênio será de 0,432 kg O por kg de DQO processado no pós-tratamento. Como a DQO no efluente do reator UASB tipicamente é de 1/4 a 1/3 da DQO do esgoto bruto, as reduções da produção de lodo e da demanda de oxigênio são muito expressivas, quando comparado com os valores de tratamento de esgoto bruto em sistemas de lodo ativado.

Um problema é que uma alta fração do lodo produzido no pós-tratamento é ativo e, assim, instável. Usando novamente a Tabela 3 para a vazão otimizada, têm-se concentrações de lodos ativo e total de 1.859 e 3.381 mg.L⁻¹, de modo que a fração ativa é 55%. Silva Filho e Van Haandel (2014) demonstraram que não é factível estabilizar esse lodo no reator UASB, porque a sua sedimentabilidade fraca relativa ao lodo anaeróbio faz com que rapidamente seja expulso e volte para o reator do pós-tratamento. A solução mais prática é usar a produção de lodo anaeróbio para reduzir a fração de lodo ativo e processar a dos dois lodos juntos para desidratar e produzir um produto final misturado com características de uma torta semissólida por meio de desidratação mecânica (filtração ou centrifugação) ou de um sólido através de desidratação térmica, usando energia solar em um leito de secagem ou fornos especiais ou incineradores com combustível externo.

DISCUSSÃO

Nos primeiros sistemas de pós-tratamento aeróbio no Brasil, evitou-se aplicar o sistema de lodo ativado e também, mundialmente, ainda não se tinha experiência na aplicação desse sistema, mas se conjecturava que as propriedades de lodo gerado no pós-tratamento não seriam adequadas e, por essa razão, foram construídas unidades de filtros biológicos para o pós-tratamento. O raciocínio para essa escolha foi:

- tendo removido grande parte do material orgânico biodegradável no pré-tratamento anaeróbio, esperava-se que a constante de utilização (k_m) tivesse um valor baixo, pois teria somente material orgânico lentamente biodegradável;
- porque o mesmo pré-tratamento anaeróbio também retirava grande parte dos sólidos inorgânicos que se acreditava serem importantes para dar uma densidade ao lodo, o lodo formado na unidade de lodo ativado do pós-tratamento teria uma sedimentabilidade sofrível refletida em um valor alto de k_e e/ou em um valor baixo de v_o .

Todavia, os testes respirométricos mostram que o valor da constante de utilização da massa bactéria na investigação experimental era da mesma ordem de grandeza que aquele em sistemas de lodo ativado

tratando esgoto bruto. De fato, o tempo mínimo de aeração do sistema otimizado no exemplo da Tabela 3 é somente 13 minutos, indicando que o lodo assimila o material orgânico em pouquíssimo tempo. Por outro lado, os dados da constante de utilização e da sedimentabilidade de lodo, que são os primeiros obtidos de maneira sistemática, indicam, ao contrário, que essas constantes têm valores superiores aos que se tem obtido em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto. Como consequência, os tempos de aeração e sedimentação em sistemas RBS são curtos, e o pós-tratamento aeróbio pode ser efetuado em um reator com tempo de permanência curto, o que significa um custo de investimento reduzido.

Por outro lado, pode-se calcular a produção de lodo e o consumo de oxigênio usando-se o modelo da IWA. Os valores da produção de lodo e do consumo de oxigênio são diretamente proporcionais à carga orgânica aplicada. Como no pré-tratamento anaeróbio no UASB há remoção de 2/3 a 3/4 da carga orgânica, a produção de lodo e o consumo de oxigênio, que constituem os principais fatores de custo operacional, serão muito menores que no tratamento aeróbio de esgoto bruto.

Conclui-se que não somente é factível remover os sólidos em suspensão e o material orgânico biodegradável no efluente do reator UASB em um sistema RBS de lodo ativado, mas que este tratamento pode ser realizado com uma importante redução de custos de investimento e operacionais. A magnitude da redução dos custos depende das condições operacionais, dentre as quais a temperatura é a mais importante: uma temperatura elevada permite um pré-tratamento anaeróbio eficiente e, portanto, os custos do pós-tratamento serão reduzidos.

Todavia, essa redução de custos vem com um preço: a remoção de nutrientes não é factível no pós-tratamento aeróbio e, se houver necessidade disso, precisa ser realizada separadamente. No caso de remoção de nitrogênio, é possível aplicar o sistema Anammox (VAN HAANDEL; VLAEMINK; VERSTRAETE, 2014) e, no caso de remoção de fósforo, pode-se aplicar precipitação (DOS SANTOS, 2005). Outro fator que pode ser levado em conta é a qualidade higiênica, e o que se propõe é realizar uma etapa de filtração através de brita, como bem citam Santos *et al.* (2006) em seu trabalho, que chegaram a remover 100% dos ovos de helmintos de um reator UASB.

Tabela 3 - Cálculo de otimização de um reator de lodo ativado em bateladas sequenciais tratando esgoto digerido em um reator *upflow anaerobic sludge blanket*.

| N/linha | R_h | Q_o | X_o | X_t | t_{ae} | t_{se} | t_c | N | Q_t |
|---------|---------------|---------------------------------|--------------------|--------------------|--------------|--------------|-------------|-----------------|---------------------------------|
| | d | m ³ .d ⁻¹ | mg.l ⁻¹ | mg.l ⁻¹ | h | H | h | d ⁻¹ | m ³ .d ⁻¹ |
| 1 | 0,100 | 10,00 | 1,532 | 2,787 | 0,262 | 0,519 | 0,98 | 24,45 | 12,23 |
| 2 | 0,080 | 12,50 | 1,915 | 3,483 | 0,210 | 0,582 | 0,99 | 24,20 | 12,10 |
| 3 | 0,0823 | 12,14 | 1,860 | 3,384 | 0,216 | 0,572 | 0,99 | 24,28 | 12,14 |

R_h : Tempo de detenção hidráulica; Q_o : Vazão afluente; X_o : Concentração de lodo ativo; X_t : Concentração de sólidos em suspensão; t_{ae} : Tempo de aeração; t_{se} : Tempo de sedimentação; t_c : Tempo total de um ciclo (batelada); Q_t : Vazão máxima que pode ser tratada.

Quando se deseja comparar o sistema de lodo ativado para o pós-tratamento de esgoto digerido com outras opções aeróbias, devem-se considerar basicamente dois aspectos: qualidade do efluente e custos de investimento e operacionais. Os artigos técnicos relatam, para todos os sistemas de pós-tratamento aeróbio, baixas concentrações de parâmetros cuja remoção é o objetivo do pós-tratamento aeróbio: material orgânico biodegradável (DBO), sólidos em suspensão (STS) e, eventualmente, nitrificação (UEMURA e HARADA, 2010; WANG; WANG; ZHANG, 2006). A Tabela 4 mostra alguns valores da qualidade do efluente final de lodo ativado, filtros percolador e aeróbio submerso e reator de esponjas suspensas. Dessa maneira, com relação à qualidade, pode-se considerar que os sistemas todos podem produzir um efluente de qualidade aceitável.

Porém, ao se ponderar sobre custos, há diferenças bastante significativas entre os diferentes sistemas de pós-tratamento aeróbio. No item custo de investimento, o sistema de lodo ativado leva a vantagem de realizar o pós-tratamento com um tempo de permanência mais curto. A Tabela 4 mostra resultados do tempo de permanência necessário em diferentes sistemas aeróbios de pós-tratamento, mostrando que somente os sistemas de esponjas suspensas têm um tempo de permanência comparável com o sistema RBS de lodo ativado.

O período de permanência mais curto leva diretamente a um volume menor e, portanto, a um investimento menor. O custo do RBS também será menor por outra razão: ele é essencialmente um tanque vazio com um sistema de aeração montado nele, enquanto outras opções necessariamente têm um meio fixo para reter o lodo no sistema. Fundamentalmente, um tanque vazio tem custo menor que um com volume maior e com algum meio de suporte no seu interior. Notadamente, o meio do sistema de esponjas suspensas tem um custo que talvez seja maior que a estrutura do reator. O filtro percolador tem um desempenho fraco quando se aplica o leito tradicional de pedras, mas o custo de meios industriais é muito elevado, sendo da mesma ordem de grandeza do da estrutura do reator.

Quanto ao gasto operacional, também o sistema de lodo ativado leva vantagem. Ao remover o material biodegradável, é vantagem usar a idade de lodo mínima que permite a remoção eficiente. Dos diferentes sistemas aeróbios, somente o sistema de lodo ativado tem a

possibilidade de controlar a idade de lodo e manter seu valor ótimo: o controle dessa idade dos outros sistemas, por terem uma massa biológica fixa ao meio, é impossível. Logo, os outros sistemas tendem a não operar no ponto de custo mínimo. A escolha da idade de lodo é particularmente importante com relação à nitrificação: quando se produz um efluente para reúso na agricultura, a nitrificação não é necessária e, portanto, pode-se evitar esse processo pela escolha adequada da idade de lodo, poupando-se os custos de energia. Se o efluente deve ser descarregado em águas de superfície, é necessário um controle muito fino da idade de lodo para produzir nitrito em vez de nitrato (VAN HAANDEL; VLAEMINK; VERSTRAETE, 2014), visando à aplicação do processo Annamox.

Conclui-se que o sistema de lodo ativado pode produzir uma qualidade de efluente comparável com outros sistemas aeróbios de pós-tratamento, mas pode realizar isso a um custo menor tanto na hora de fazer o investimento como depois, na operação do sistema. Assim, o sistema de lodo ativado, e particularmente a variante RBS, é preferível a sistemas com lodo fixo.

CONCLUSÕES

Uma investigação experimental mostrou conclusivamente que o sistema de lodo ativado — particularmente o RBS — é uma alternativa muito eficiente na remoção de sólidos em suspensão e materiais orgânicos residuais no efluente de sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto em reatores do tipo UASB.

O comportamento do pós-tratamento aeróbio pode ser descrito perfeitamente com o modelo tradicional de lodo ativado proposto pela IWA.

O sistema de lodo ativado em RBS tem uma vantagem grande sobre o sistema tradicional de fluxo contínuo, porque, no primeiro, o lodo tem sedimentabilidade muito maior que no segundo, reduzindo-se, assim, o tempo de permanência no pós-tratamento.

O lodo produzido no pós-tratamento aeróbio tem propriedades biológicas e de sedimentabilidade muito boas que permitem tanto um tempo curto de aeração como de sedimentação, resultando em um período curto do ciclo completo e, portanto, em um volume pequeno, especialmente comparado com outras alternativas, como o filtro biológico.

Tabela 4 - Tempo de permanência e qualidade do efluente final para diferentes sistemas de pós-tratamento aeróbio.

| Parâmetro | RBS | Filtro biológico | Filtro aerado submerso | Reator de esponjas suspensas |
|--|-----------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| DBO (mg.L ⁻¹): | 8 | 27 | < 30 | 6 |
| STS (mg.L ⁻¹): | 10 | - | < 30 | 19 |
| NH ₄ (mg.L ⁻¹): | 2 | Sem nitrificação | - | Nitrificação |
| Tempo de permanência (h) | 2 (sem decantador) | 6 (com decantador) | 6 (com decantador) | 15 (sem decantador) |
| Referência | Este trabalho | Gonçalves <i>et al.</i> (1998) | Gonçalves <i>et al.</i> (1998) | Onodera <i>et al.</i> (2016) |

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; STS: sólidos totais em suspensão; RBS: reator de bateladas sequenciais.

A constante de utilização de material orgânico biodegradável foi determinada na faixa de $k_m = 5,0 \text{ gDQO.gX}_a^{-1}.\text{d}^{-1}$, um valor na mesma faixa que aquele medido em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto. As constantes de sedimentabilidade $k = 0,22 \text{ L.h}^{-1}$ e $v_o = 12,8 \text{ m.h}^{-1}$ são nitidamente superiores aos valores obtidos em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto.

A respirometria é uma ferramenta muito adequada para determinar a constante de utilização de material orgânico cujo valor, por sua vez, é indispensável para calcular o tempo necessário para aeração no pós-tratamento aeróbio de uma batelada de efluente do reator UASB.

Para o dimensionamento do pós-tratamento aeróbio, é indispensável que se conheça a eficiência do pré-tratamento anaeróbio, isto é, a concentração e composição do material orgânico no efluente do UASB. É importante que se dê descargas de lodo do reator UASB para evitar a entrada de sólidos sedimentáveis no pós-tratamento aeróbio, o que leva a aumento do consumo de oxigênio e da produção de lodo.

Tendo-se os parâmetros dos fatores de custo no sistema de tratamento (volumes de UASB e do lodo ativado; consumo de energia para aeração), pode-se otimizar o sistema UASB + lodo ativado para produzir uma determinada qualidade do efluente desejada para um custo total mínimo.

REFERÊNCIAS

- CAMPOS, J.R. (1999) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES-RJ.
- CHERNICHARO, C.A.L.; VAN LIER, J.B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T.B. (2015) Anaerobic Sewage Treatment: State of the Art, Constraints and Challenges. *In: WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION*, 14., 2015. *Anais...* Santiago.
- DOS SANTOS, J.C.S. (2005) *Adição de coagulante para remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A.L. (1998) Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic waste water treatment. *Water Science and Technology*, v. 38, n. 8-9, p. 189-195. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00693-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00693-3)
- HENZE, M.; GRADY, C.P.L. (1986) Activated sludge model No. 1. *Scientific and Technical Reports*. Londres: IWA.
- MARAIS, G.R.; EKAMA, G.A. (1976) The activated sludge process part I: steady state behaviour. *Water S.A.*, v. 2, n. 4, p. 163-200.
- ONODERA, T.; OKUBO, T.; UEMURA, S.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. (2016) Long-term performance evaluation of down-flow hanging sponge reactor regarding nitrification in a full-scale experiment in India. *Bioresource Technology*, v. 204, p. 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.005>
- SANTOS, K.D.; HENRIQUE, I.N.; SOUSA, J.T.; LEITE, V.D. (2006) Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, sup. esp. n. 1.
- SILVA FILHO, J.A.; VAN HAANDEL, A. (2014) Estabilização de lodo de pós-tratamento aeróbio na unidade de pré-tratamento anaeróbio. *Revista Dae*, n. 194, p. 86-102. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.006>
- SILVA FILHO, H.A.; BARROS, A.R.M.; SANTOS, E.V.M.; SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C. (2015) Seleção de substratos padrões para ensaios respirométricos aeróbios com biomassa de sistemas de lodo ativado. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 141-150.
- UEMURA, S.; HARADA, H. (2010) Application of UASB technology for sewage treatment with a novel post treatment process. *In: FANG, H.H.P. (org.). Environmental Anaerobic technology*. Londres: Imperial College Press.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. (1994) *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: EpGraf.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.R. (1999) *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação*. Campina Grande: EpGraf.
- VAN HAANDEL, A.; VLAEMINK, S.E.; VERSTRAETE, W. (2014). 100 anos de lodo ativado: Roupas nova para um sistema antigo. *In: CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE*, 25., 2014. *Anais...* São Paulo.
- VAN LIER, J.B.; VASHI, A.; VAN DER LUBBE, J.E.; HEFFERMAN, B. (2010) Anaerobic sewage treatment using the UASB reactor: Engineering and operational aspects. *In: FANG, H.H.P. (org.). Environmental Anaerobic technology*. Londres: Imperial College Press.
- VESILIND, P.A. (1968) Theoretical Considerations: Design of Prototype Thickeners from Batch Settling Tests. *Water and Sewage Works*.
- WANG, C.; LI, J.; WANG, B.; ZHANG, G. (2006) Development of an empirical model for domestic wastewater treatment by biological aerated filter. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 4, p. 778-782. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.09.015>