

Estabilização de lodo de pós-tratamento aeróbio na unidade de pré-tratamento anaeróbio

Anaerobic-aerobic treatment systems: Stabilization of aerobic sludge from the post treatment unit in the anaerobic pre treatment unit

José de Anchieta da Silva Filho | Adrianus Cornelius van Haandel

Data de entrada: 20/05/2013 | Data de aprovação: 22/07/2013

DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.006>

Resumo

Sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto não produzem uma boa qualidade de efluente e pós-tratamento é necessário. Sistemas aeróbios são usados, mas o lodo de excesso precisa ser estabilizado. Investigou-se a possibilidade de usar o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) tanto para o pré-tratamento anaeróbio, como para a estabilização do lodo de pós-tratamento. O resultado da pesquisa indicou ser factível usar o reator UASB simultaneamente para as duas finalidades. Todavia, a mineralização do lodo aeróbio não foi completa e a parte não digerível tendia a ser expulsa do reator UASB por ter uma sedimentabilidade muito inferior à do lodo anaeróbio. O lodo não digerido acumulava-se no sistema de tratamento até ser expulso no efluente. Por esta razão, sistemas anaeróbios-aeróbios na prática experimentam graves problemas operacionais. A solução do problema é a separação dos sólidos no efluente do reator UASB.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto; Reator UASB; Pós-tratamento aeróbio; Estabilização do lodo aeróbio

Abstract

Anaerobic sewage treatment systems do not produce a good effluent quality and post-treatment is required. Aerobic systems can be used, but the excess sludge must be stabilized. We investigated the possibility of using the UASB both for the anaerobic pre-treatment and for stabilization of the post treatment sludge. The results of the investigation indicated that it was feasible to use the UASB simultaneously for the two purposes. However, the aerobic sludge mineralization was not complete and the indigestible part tended to be expelled from the UASB reactor because it had a much lower settleability than the anaerobic sludge. The undigested sludge accumulated in the treatment system until it was expelled in the effluent. For this reason aerobic-anaerobic systems in practice have serious operational problems. The solution of the problem is the separation of solids in the effluent of the UASB.

Key-words: Sewage Treatment, UASB reactor, Aerobic post treatment, Aerobic Sludges stabilization.

José de Anchieta da Silva Filho*

Engenheiro Civil e Mestre em Saneamento pela Universidade Federal de Campina Grande. Atualmente trabalha na CETREL em Camaçari-Ba.

Adrianus Cornelius van Haandel

Professor na Universidade Federal de Campina Grande e consultor de projetos de sistemas de tratamento biológico de águas residuárias.

*Endereço para correspondência: Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande. Rua Aprígio Veloso 882, Bodocongó, Campina Grande, PB - Brasil. CEP: 58.429-350.
E-mail: adrianusvh@gmail.com

Introdução

Sistemas de lodo ativado têm ampla aplicação no tratamento de esgoto, não somente porque removem o material orgânico eficientemente, mas também porque algumas configurações podem reduzir ou mesmo eliminar os nutrientes. Em sua configuração mais comum, o sistema de lodo ativado compõe-se de quatro unidades, como mostra a Fig 1a: (1) reator(es) biológico(s) (2) decantador de lodo (3) adensador de lodo e (4) digestor de lodo. Um problema destes sistemas é seu alto custo. Não somente o custo de investimento é alto devido ao volume considerável das unidades, mas o custo operacional também é elevado, devido ao consumo de energia para aeração e operações de estabilização de lodo nas unidades adensador-digestor. Uma possibilidade de reduzir o custo do sistema de lodo ativado é a aplicação de um pré-tratamento anaeróbico. Este pré-tratamento anaeróbico potencialmente traz várias vantagens importantes, como mostra a Fig 1b: (1) o volume das três unidades que compõem o sistema do tratamento anaeróbico-aeróbico pode ser bem menor que o sistema aeróbico (2) a demanda de energia elétrica para aeração diminui fortemente e, ao menos em princípio, pode ser gerado com a energia produzida a partir do biogás gerado e (3) em princípio, a estabilização de lodo aeróbico pode ser efetivada no próprio reator anaeróbico do pré-tratamento, dispensando ambos o adensador e o digestor de lodo.

Entretanto, se o tratamento aeróbico é aplicado para remover, além do material orgânico residual, também o nitrogênio presente no afluente, a aplicação do pré-tratamento anaeróbico pode causar problemas. A experiência mostra que é baixa a concentração de nitrogênio que pode ser removida através dos processos de nitrificação e desnitrificação (Derks, 2007). Enquanto a nitrificação pode ser eficiente, a desnitrificação é prejudicada pela baixa concentração de material orgânico biodegradável no efluente anaeróbico. O material orgânico é necessário para a redução do nitrato, formado na nitrificação, para nitrogênio molecular. A concentração de material orgânico pode ser aumentada por duas providências como mostra a Fig 1b: (1) reduzir a eficiência do pré-tratamento através de uma diminuição do tempo de permanência no reator anaeróbico ou (2) bypassar parte do afluente bruto, desviando esta parte diretamente para o pós-tratamento aeróbico. Neste caso quanto menos material orgânico for removido, mais estará disponível para desnitrificação no pós-tratamento e maior poderá ser a remoção de nitrogênio.

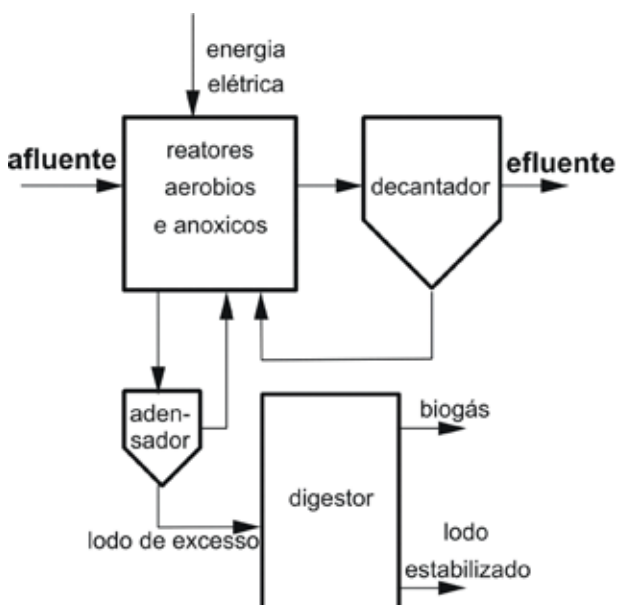


Fig 1a: Sistema de lodo ativado convencional com digestor de lodo

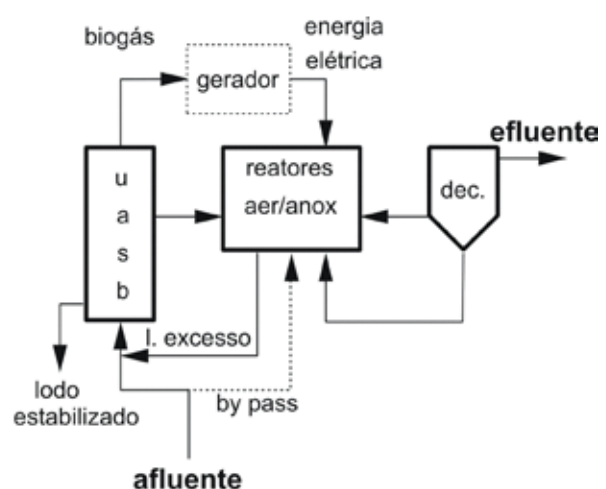


Fig 1b: Sistema de tratamento anaeróbico-aeróbico de esgoto

Esta transferência de parte da carga orgânica reduz as vantagens potencialmente obtidas pelo pré-tratamento anaeróbio: o volume do sistema tenderá a aumentar, a demanda de energia para aeração certamente aumentará e a maior carga orgânica no pós-tratamento aeróbio leva à geração de mais lodo, que deve ser estabilizado no reator anaeróbio. Por sua vez, a maior carga de lodo aeróbio pode prejudicar o desempenho do pré-tratamento anaeróbio.

Em vários sistemas de tratamento de esgoto no Brasil o pós-tratamento aeróbio é aplicado, embora inexplicável e erroneamente muitas vezes se use o ultrapassado e inferior filtro biológico, em vez do sistema de lodo ativado. Em geral, os sistemas anaeróbios-aeróbios com estabilização simultânea no reator UASB do lodo aeróbio de excesso experimentam severos problemas operacionais.

No presente trabalho descreve-se uma investigação experimental em escala piloto, em que uma série de reatores anaeróbios do tipo UASB foi operada para o tratamento de esgoto, sendo que ao esgoto foram adicionadas cargas diferentes de lodo aeróbio. Observou-se a influência da adição de lodo ativo no afluente do reator UASB sobre seu desempenho e sobre a estabilização do lodo ativo. Procura-se estabelecer por que os sistemas anaeróbio-aeróbios causam tantos problemas.

Materiais e métodos

A investigação experimental descrita neste trabalho foi realizada na área experimental da UFCG, localizada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande, Paraíba. O sistema experimental era composto de dois componentes, ambos alimentados com o mesmo esgoto: o tratamento anaeróbio foi realizado em quatro reatores UASB e um sistema de lodo ativado foi operado como unidade geradora de lodo aeróbio. A Fig. 2 ilustra a disposição das unidades dos sistemas.

O sistema aeróbio foi operado como uma lagoa aerada de mistura completa em regime de bateladas. O volume útil da lagoa era 4,8 m³ e diariamente dava-se descarga de 1600L de licor misto para um decantador de 2 m³, repondo o volume descarregado com esgoto bruto previamente armazenado. Dessa maneira mantinha-se uma idade de lodo igual ao tempo de permanência de 3 dias, o que se mostrou insuficiente para a nitrificação desenvolver-se. A razão de se operar com uma idade de lodo curta era que (1) a nitrificação não se desenvolvia, de modo que não havia nitrato que pudesse causar problemas de desnitrificação na parte anaeróbia do sistema e (2) a idade de lodo curta gera um lodo com alta fração ativa (massa bacteriana viva)

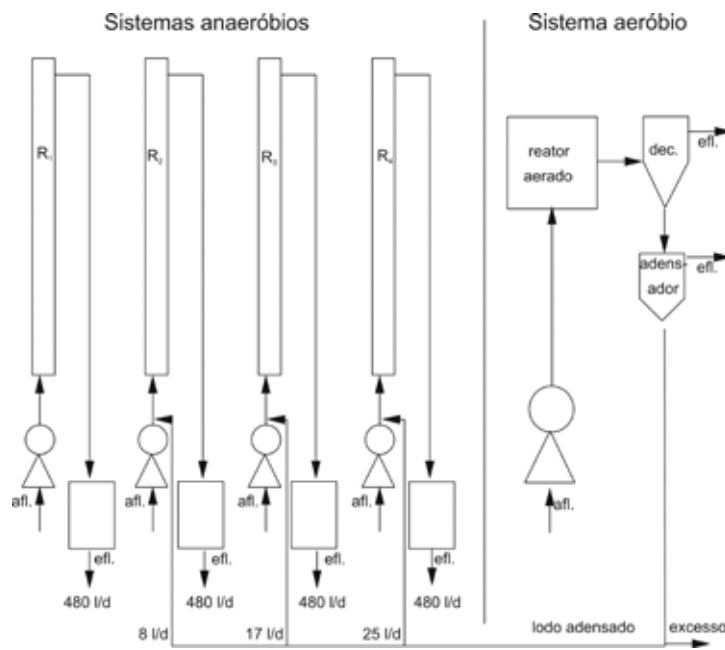


Fig 2: Representação esquemática do sistema experimental utilizada na investigação.

que na digestão anaeróbia sofre muito mais decomposição do que o lodo não ativo.

Pode-se calcular a concentração de lodo total (volátil mais inorgânico), lodo volátil (material orgânico sedimentável) e lodo ativo no sistema de lodo ativado (massa bacteriana viva), usando a teoria de lodo ativado de Van Haandel e Marais, (1999):

$$X_t = [(1-f_{us}-f_{up})(1+fb_h R_s)YR_s/(1+b_h R_s)+f_{up}R_s/f_{cv}](S_{ta}/R_h)/f_v \quad (1)$$

$$X_v = [(1-f_{us}-f_{up})(1+fb_h R_s)YR_s/(1+b_h R_s)+f_{up}R_s/f_{cv}]S_{ta}/R_h \quad (2)$$

$$X_a = [(1-f_{us}-f_{up}) \cdot Y \cdot R_s / (1+b_h R_s)] S_{ta} / R_h \quad (3)$$

Onde:

X_t = concentração de lodo total

X_v = concentração de lodo volátil

X_a = concentração de lodo ativo

R_s = idade de lodo (tempo de permanência dos sólidos)

R_h = tempo de permanência do líquido

f_{us} = fração da DQO afluente que é não biodegradável e solúvel (geralmente em torno de 0,1)

f_{up} = fração da DQO afluente que é não biodegradável e particulado (geralmente em torno de 0,06)

f_{cv} = proporção entre DQO e sólidos voláteis = 1,5 mgDQO/mgSVS

f = fração de lodo ativo que ao decair permanece como resíduo endógeno = 0,2

Y = coeficiente de rendimento = 0,45 mg X_a /mgDQO

f_v = fração volátil do lodo (geralmente entre 0,7 e 0,8 mgSVS/mgSTS)

b_h = decaimento de bactérias heterotróficas (d^{-1})

As Eqs (2 e 3) permitem calcular a fração de lodo ativo no lodo como:

$$f_{av} = X_a/X_v = [(1-f_{us}-f_{up}) \cdot Y \cdot R_s / (1+b_h R_s)] / [(1-f_{us}-f_{up})(1+fb_h R_s)YR_s/(1+b_h R_s)+f_{up}R_s/f_{cv}] \quad (4)$$

onde

f_{av} = fração de lodo ativo = proporção lodo ativo/Lodo volátil

b_h = decaimento de bactérias heterotróficas (d^{-1})

A produção de lodo pode ser calculada como:

$$ME_t = V_r X_t / R_s \quad (5)$$

$$ME_v = V_r X_v / R_s \quad (6)$$

$$ME_a = V_r X_a / R_s \quad (7)$$

Onde:

ME_t , ME_v , ME_a = produção diária de lodo total, volátil e ativo, respectivamente

V_r = volume do reator

Com auxílio das equações (1 a 7) calcula-se que, no sistema gerador de lodo aeróbio para as condições especificadas e uma concentração esperada do esgoto de 700 mgDQO/L, pode-se esperar uma produção de lodo na faixa de 400 gSTS/d, com uma massa volátil de 325 gSVS/d e uma massa de lodo ativo de 220 mg X_a /d. Van Haandel e Marais (1999) também demonstraram que na digestão anaeróbia de lodo, em um digestor convencional de lodo, o lodo ativo tem uma fração decomposta muito maior do que o lodo volátil não ativo. A

fração decomposta depende ainda da temperatura. As expressões por eles propostas são:

$$E_{da} = 0,67t + 36 = 53 \% \quad (8a)$$

$$E_{dn} = 0,19t + 10 = 15 \% \quad (8b)$$

Onde:

E_{da} = fração decomposta do lodo ativo num digestor de lodo

E_{dn} = fração decomposta de lodo volátil, mas não ativo, num digestor de lodo

t = temperatura em graus Celsius (25°C)

Tendo-se uma fração volátil f_{av} de lodo ativo, pode-se calcular a fração dos sólidos que irá ser decomposta na digestão anaeróbia como a média ponderada da eficiência da digestão da fração ativa e da fração não ativa:

$$E = f_{av}E_{da} + (1-f_{av})E_{dn} \quad (9)$$

Onde

E = eficiência da digestão = fração dos sólidos convertidos em biogás na digestão de lodo aeróbio.

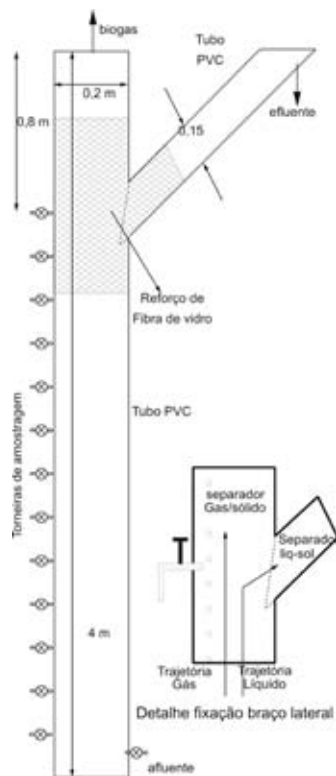


Fig 3a: Esboço dos digestores anaeróbios.



Fig 3b: Foto dos reatores anaeróbios

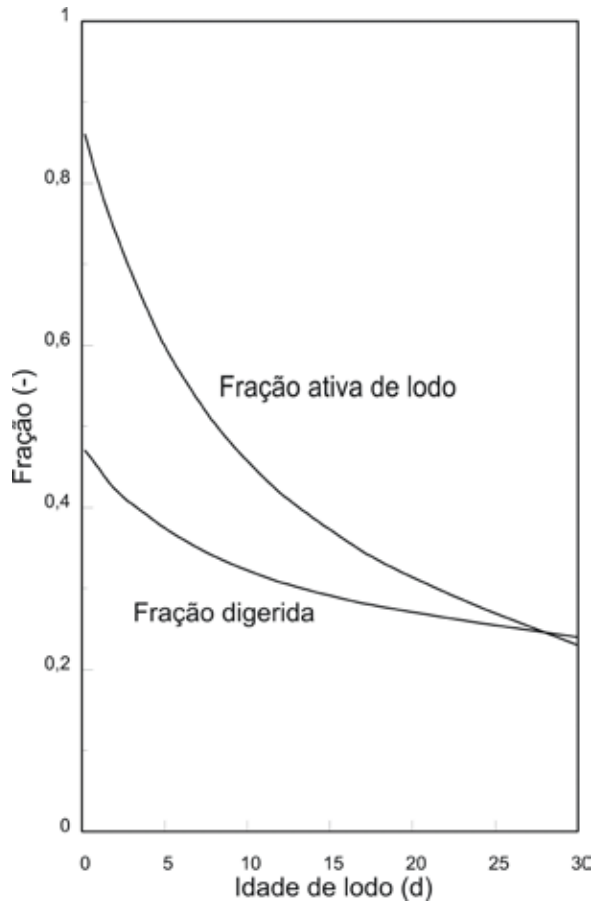


Fig 4: Efeito da idade de lodo sobre a composição e a digestibilidade de lodo ativado em digestores convencionais.

Como no caso da investigação experimental se espera uma fração ativa de $f_{av} = 220/325 = 0,68$ antecipa-se pela média ponderada uma eficiência de digestão de aproximadamente 40 % do lodo aeróbio, se o reator UASB funciona com a mesma eficiência que um digestor convencional de lodo.

A batelada descarregada escoava por gravidade para o decantador de 2 m³ e, depois de 40 min. de decantação, o sobrenadante era descartado e o lodo sedimentado, transferido para um adensador não mecanizado, obtendo-se um volume final de 40L de lodo adensado. No dia subsequente, este lodo assim obtido era misturado em proporções diferentes com o esgoto alimentado nos quatro reatores UASB em operação (vide Fig 2).

Os quatro reatores UASB tinham uma altura de 4 m, um diâmetro de 0,2 m e um volume útil de 120L. O tradicional separador trifásico do reator foi substituído por dois separadores bifásicos como mostram as Figs 3a e b, porque estes têm uma eficiência de retenção de lodo bem superior e permitem a operação em um curto tempo de permanência, mantendo ainda assim uma alta eficiência. Todos os digestores tinham torneiras para amostragem a várias alturas, de modo que foi possível determinar o perfil da concentração de lodo em função da altura e calcular a massa de lodo retida.

O primeiro reator UASB, denominado R₁, era operado sem adição de lodo aeróbio a um tempo de permanência de 4 h e temperatura ambiental (± 25 °C), aplicando-se uma vazão de 480 L/d de esgoto com uma concentração esperada de 700 mgDQO/L, ou seja, 336 gDQO/d ou, ainda, uma carga volumétrica específica de $336/120 = 2,8$ gDQO/L/d. Pesquisa anterior já tinha mostrado que nestas condições o reator tinha um bom desempenho com uma eficiência de remoção de material orgânico em torno de 75 a 80 %.

Os outros reatores eram operados a mesma vazão de 480 l/d, mas com adições de DQO na forma de lodo aeróbio na faixa de 20 % (R₂), 40 % (R₃) e 60 % (R₄) da carga orgânica advinda do esgoto. Sabendo que 1g de lodo volátil tem uma DQO de 1,5g, aproximadamente, e que a concentração de lodo volátil era em torno de $320/40 = 8$ gSVS/L, aplicou-se no reator R₂ 5,6 L/d de lodo adensado com $5,6 \cdot 8 = 45$ gSVS/d ou, ainda, $1,5 \cdot 45 = 67$ DQO/d, equivalente a 20 % de 336 gDQO/d presente no esgoto introduzido em R₂. Pelo mesmo critério, aplicou-se 11,2L/d de lodo adensado em R₃ para aumentar a carga em 40%, e 16,8L/d no reator R₄ para aumentar a carga em 60%.

O efluente dos reatores R₁ a R₄ de 480L/d era descarregado em tanques de 500L, de modo que foi possível obter amostras diárias do efluente bruto mediante mistura do conteúdo destes tanques. Amostras do efluente decantado foram obtidas mediante a sedimentação do efluente bruto num cone Imhoff durante 1h.

No início da operação, os reatores foram inoculados com lodo anaeróbio de uma unidade UASB de 5 m³ tratando esgoto. O inóculo foi maior do que a capacidade de retenção de lodo dos reatores e como consequência, na primeira semana de operação, quando ainda não se adicionava lodo aeróbio, houve descarga de lodo junto com o efluente até que o excesso fosse expulso. Depois de descarregar o inóculo excessivo, os reatores eram operados sem descarga intencional de lodo. Sob

estas condições, a massa de lodo no reator mantém-se essencialmente constante e, portanto, a taxa de produção de lodo é igual à taxa de descarga de sólidos junto com o efluente, e pode assim ser determinada. Por outro lado, foi possível determinar o perfil da concentração em função da altura e assim calcular a massa de lodo presente nos reatores. De posse da taxa diária de descarga de lodo e da massa de lodo calcula-se a idade de lodo operacional como:

$$R_s = MX_t/ME_t \quad (10)$$

Onde:

R_s = idade de lodo ou tempo de permanência dos sólidos no reator (d)

MX_t = massa de lodo no reator (gSTS)

ME_t = descarga diária de lodo (gSTS/d)

Resultados experimentais

Depois da inoculação com operação durante 1 semana para expulsar o inóculo em excesso, seguiu-se um período operacional de 27 semanas, durante o qual se observou a qualidade do efluente e as características de lodo nos quatro reatores recebendo diferentes quantidades de lodo aeróbio, além do esgoto bruto. As características médias do esgoto estão na Tabela 1, onde se mostra ainda o valor do pH, da alcalinidade total e da concentração dos ácidos graxa voláteis. Estes valores foram determinados também no efluente dos reatores, porque no início da pesquisa cogitava-se a possibilidade de que, por desequilíbrio entre a fermentação ácida e fermentação metanogênica do material orgânico no lodo aeróbio, poderia ocorrer azedamento dos reatores R_2 a R_4 . Porém, em nenhum momento houve algum sinal de aumento dos AGV ou diminuição do pH nos reatores: a digestão anaeróbia procedia sem nenhum problema desta natureza.

Quanto à produção de lodo aeróbio, a média da concentração de lodo total era de $X_t = 10,2\text{g/L}$ nos 40 L/d de lodo adensado que se produzia diariamente após o adensamento, com uma fração volátil média de 0,79 (portanto $X_v = 8,1\text{gSVS/L}$). Estes valores são compatíveis com aqueles calculados com auxílio da teoria de lodo ativado para a concentração de DQO de 689 mg/L. Estes valores médios podem ser usados para calcular a carga média de sólidos totais suspensos (gSTS/d), de sólidos voláteis (gSVS/d) e a carga orgânica (gDQO/d) aplicadas nos reatores R_1 a R_4 na forma de lodo aeróbio. A Tabela 2 mostra os valores das cargas aplicadas de lodo aeróbio, além da vazão nos reatores R_1 a R_4 . Na mesma Tabela 2 observa-se ainda as cargas que foram aplicadas na forma de esgoto e as cargas totais. Pode-se observar que a adição de lodo aeróbio aos reatores R_1 a R_4 tem uma influência bastante acentuada, especialmente sobre a carga de sólidos e da DQO.

Para analisar até que ponto é factível digerir a carga de lodo nos reatores, é preciso determinar a qualidade do efluente e também as características de lodo dos reatores, tanto aquele que sai como o que fica nos reatores. Na Tabela 3 observa-se a média da concentração da DQO do efluente dos reatores R_1 a R_4 . Tanto a DQO do efluente bruto como do efluente decantado estão apresentadas. A partir dos dados experimentais na Tabela 3, pode-se calcular a descarga no efluente das diferentes formas da DQO presente no efluente, como mostra a Tabela 4. Os dados de Tabela 4 são obtidos como se segue:

(1) Linha 1: A DQO total descarregada diariamente no efluente é o produto da DQO do efluente bruto e a vazão é de 480 L/d.

(2) Linha 2: A DQO do efluente decantado é o produto da DQO decantada e a vazão total. Pode-se notar que seu valor aumenta de R_1 a R_4 com a carga aplicada de lodo aeróbio, mas o aumento é muito pequeno e não significativo, levando-se em conta a grande variabilidade dos resultados experimentais (coeficiente de variação na faixa de 30 %)

(3) Linha 3: A DQO sedimentável é a diferença entre a DQO total e a DQO decantada. Seu valor depende acentuadamente da carga aplicada de lodo aeróbio.

	Sól suspens (mg/L)			SSV/SST	DQO	pH	Alcal total	AGV
	SST	SSV	SSF	(%)	mgO ₂ /L	-	(mgCaCO ₃ /L)	(mgHac/L)
Média	326	252	74	77	689	7,57	413	183
Máximo	462	372	116	85	841	7,77	462	227
Mínimo	206	154	52	68	415	7,40	312	107
Desv.padr.	62	50	21	4,6	105		33	36
CV	0,19	0,20	0,28	0,06	0,15		0,08	0,20

Tabela 1: Valores médios e dados estatísticos das principais características do esgoto alimentado nos reatores durante a investigação experimental.

Parâmetro	Lodo aeróbio				Esgoto				Total			
	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
Q (l/d)	0	5,6	11,2	16,8	480	474	468	463	480	480	480	480
gSTS/d	0	57	114	171	156	154	153	151	156	212	267	322
gSVS/d	0	43,4	86,8	130	121	119	118	117	121	163	205	247
gDQO/d	0	65	130	195	181	179	177	175	181	244	307	370

Tabela 2: Vazão, carga de sólidos totais e voláteis e DQO no aflente dos reatores UASB R₁ a R₄ devido ao lodo aeróbio, ao esgoto e ainda à soma destes.

	R ₁		R ₂		R ₃		R ₄	
	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)	DQO bruta (mg/L)	DQO decantada (mg/L)
Média	255	148	353	160	471	171	480	181
Máximo	340	261	523	259	915	269	1172	276
Mínimo	155	94	217	105	195	105	145	103
Desv.padr.	57	50	95	44	201	51	229	54
CV	0,22	0,34	0,27	0,28	0,43	0,30	0,48	0,30

Tabela 3: Concentração da DQO bruta e decantada no efluente dos reatores UASB

No	Parâmetro	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
1	DQO total	gDQO/d	122,4	169,4	226,1	278,4
2	DQO decantado	gDQO/d	71,04	76,8	82,1	86,9
3	DQO sedimentável	gDQO/d	51,4	92,6	144,0	191,5
4	DQO de lodo anaeróbio	gDQO/d	51,4	51,4	51,4	51,4
5	DQO particulado não lodo anaeróbio	gDQO/d	-	41,3	92,6	140,3

Tabela 4: Descargas diárias de diferentes formas de material orgânico no efluente dos reatores anaeróbios.

	R ₁		R ₂		R ₃		R ₄	
	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)	SST (mg/L)	SSV/SST (%)
Média	114	75	208	72	278	71	339	71
Máximo	200	86	410	94	494	86	784	96
Mínimo	44	66	48	61	65	63	55	37
Desv.padr.	49	6	91	9	124	6	164	11
CV	0,43	0,08	0,44	0,12	0,45	0,09	0,49	0,16

Tabela 5 – Concentração de sólidos sedimentáveis e sólidos voláteis SST e a razão SSV/SST no efluente dos reatores UASB.

No	Parâmetro	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
1	Descarga de sólidos totais	gSTS/d	54,7	99,8	133,4	162,7
2	Descarga de sólidos voláteis	gSVS/d	41,0	66,7	94,7	115,5
3	Razão volátil/total	-	0,75	0,72	0,71	0,71
4	Descarga de sól. vol. (base DQO)	gSVS/d	34,2	61,7	96,0	127,3
5	Média da descarga de sól. vol.	gSVS/d	37,6	64,2	95,4	121,4
6	Descarga de sólidos não anaeróbio	gSVS/d		26,6	57,8	83,8
7	Carga aplicada de lodo aeróbio	gSVS/d		45,1	890,2	135,4
8	Carga digerida de lodo aeróbio	gSVS/d		18,5	32,5	51,6
9	Fração digerida de lodo aeróbio.	-		0,41	0,36	0,38

Tabela 6: Massa de lodo expulso (sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos calculados a partir da DQO). Massa de sólidos aplicados e digeridos e fração digerida do lodo aeróbio.

	R ₁		R ₂		R ₃		R ₄	
	ST (g)	SV/ST(%)	ST (g)	SV/ST(%)	ST (g)	SV/ST(%)	ST (g)	SV/ST(%)
Média	3047	56	3023	61	2801	61	2739	62
Máximo	3474	59	3349	64	3156	64	3190	66
Mínimo	2669	51	2568	56	2468	56	2415	59
Desv.padr.	215	2	181	2	174	2	228	2
CV	0,07	0,04	0,06	0,03	0,06	0,03	0,08	0,03

Tabela 7- Massa de lodo acumulada e fração de sólidos voláteis/sólidos totais nos reatores UASB.

No	Parâmetro	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
1	Concentração média sólidos totais	gSTS/L	25,4	25,2	23,3	22,8
2	Concentração de sólidos volatéis	gSVS/L	14,2	15,4	14,2	14,2
3	Idade de lodo (base X _i)	d	56	30	21	17
4	Idade de lodo (base X _v)	d	42	28	18	15

Tabela 8. Massa e concentração de lodo total e volátil nos reatores UASB e idade de lodo.

(4) Linha 4: A partir da concentração da DQO bruta e da DQO decantada do efluente no reator R_1 , conclui-se que uma DQO de $(255 - 148) = 107$ mg/L ou 51,3 gDQO/d saem de R_1 na forma de lodo anaeróbio. Isto representa uma fração de 28 % da DQO do afluente (no esgoto). Como a eficiência de remoção de material orgânico do esgoto nos outros reatores é somente marginalmente menor, justifica-se a afirmação que nestes a digestão anaeróbia de material orgânico do esgoto desenvolve-se essencialmente com a mesma eficiência. Portanto, pode-se esperar que nestes a produção de lodo anaeróbio a partir de esgoto também seja aproximadamente igual a de R_1 , isto é, 51,4 gDQO/d

(5) A diferença entre a DQO sedimentável e a DQO atribuível ao lodo anaeróbio no efluente na linha 5, em princípio, deve ser atribuída a sólidos não digeridos, resultado da adição de lodo aeróbio aos reatores. De fato, em boa aproximação esta DQO é linear com a massa de DQO adicionada na forma de lodo aeróbio.

A Tabela 5 apresenta a concentração de sólidos totais e a razão SVS/STS no efluente bruto dos 4 reatores. A partir destes dados, pode-se calcular a massa de sólidos totais e sólidos voláteis expulsos dos reatores R_1 a R_4 , como mostra a Tabela 6. Os dados de Tabela 6 foram calculados da seguinte maneira:

(1) Linha 1: A massa de lodo total sedimentável descarregado é o produto da concentração de sólidos sedimentáveis nos efluentes dos reatores R_1 a R_4

(2) Linha 2: semelhantemente, calcula-se a massa de sólidos sedimentáveis voláteis descarregados como o produto da concentração de sólidos sedimentáveis voláteis e a vazão

(3) Linha 3: A fração volátil e a razão entre linha 1 e linha 2.

(4) Linha 4: A descarga de sólidos voláteis também pode ser estimada com auxílio da DQO dos sólidos não digeridos do lodo aeróbio adicionado aos reatores (linha 5 da Tabela 4), usando o fator de conversão de 1,5 mgDQO/mgSVS

(5) Linha 5: A melhor estimativa da descarga de sólidos voláteis é a média da descarga na base da concentração de sólidos sedimentáveis (linha 2) e na base da DQO (linha 4)

(6) Linha 6: No reator R_1 não houve adição de lodo aeróbio, de modo que os sólidos sedimentáveis no efluente podem ser igualados à descarga e, portanto, à produção lodo anaeróbio. Nos reatores R_2 a R_4 a descarga de sólidos não atribuíveis a lodo anaeróbio é a diferença entre a descarga de sólidos voláteis nestes reatores e a descarga atribuível a lodo anaeróbio, que em princípio é igual a de R_1

(7) Linha 7: Sabendo-se que a concentração média de sólidos voláteis no lodo aeróbio era de 8,1 g/L e os volumes diários adicionados de lodo aeróbio a R_2 , R_3 e R_4 eram 5,6, 11,2 e 16,8 l/d, calcula-se a massa de lodo volátil adicionada diariamente a cada um dos três reatores

(8) Linha 8: Estima-se a carga digerida de lodo aeróbio como a diferença entre a massa aplicada de sólidos voláteis (linha 7) e a descarga diária de sólidos não atribuíveis a lodo anaeróbio (linha 6)

(9) Finalmente calcula-se a eficiência da digestão anaeróbia do lodo aeróbio adicionado aos reatores como a razão entre a massa digerida e a massa aplicada. Esta eficiência, com valores de 0,41, 0,36 e 0,38 para os reatores R_2 , R_3 e R_4 , é muito parecida ao valor calculado teoricamente acima, que é de 0,40.

Pela interpretação dos dados experimentais conclui-se que a digestão anaeróbia do lodo anaeróbio nos reatores UASB de fato ocorreu, e que a eficiência da digestão é praticamente igual ao valor teórico calculado de um digestor de lodo aeróbio convencional, operando à mesma temperatura que os reatores UASB (± 25 °C). Todavia, a digestão anaeróbia de lodo aeróbio nos reatores UASB tem uma profunda repercussão sobre a qualidade do efluente, notadamente sobre a concentração de sólidos sedimentáveis, que aumenta muito quando a carga de lodo aeróbio aumenta.

A digestão de lodo aeróbio no reator UASB também tem uma repercussão importante sobre a massa de lodo e suas propriedades no próprio reator UASB. A Tabela 7 mostra a média da massa e da fração volátil nos quatro reatores durante as 27 semanas de operação, bem como os valores máximos e mínimos, desvio padrão e o coeficiente de correlação nos reatores R_1 a R_4 . A massa de lodo foi determinada experimentalmente a partir dos perfis semanais de lodo, retirando amostras a várias alturas. Estas amostras eram usadas para a determinação da concentração de sólidos totais e voláteis nos diferentes pontos de amostragem nos 4 reatores. A partir destes dados básicos

calculou-se na Tabela 8 a concentração média de lodo e a idade de lodo nos reatores UASB. A concentração média de lodo é a razão entre a massa de lodo e o volume do reator. A massa de lodo, bem como a concentração do lodo total e volátil, tende a diminuir marginalmente nos reatores na medida em que a carga de lodo aeróbio aumenta, mas o efeito é pequeno.

A idade de lodo calcula-se como a massa de lodo no reator e a descarga diária de lodo. Pode-se calcular tanto a idade de lodo (ou o tempo de permanência dos sólidos) na base do lodo total ou na base de sólidos voláteis. Na Tabela 8 pode-se observar que a carga aplicada de lodo aeróbio tinha um efeito grande sobre a idade de lodo: quanto maior a carga de sólidos, menor a idade de lodo. A idade de lodo na base de sólidos totais é maior do que a idade de lodo calculada na base de sólidos voláteis para todos os reatores. Isto indica que em todos os reatores há uma retenção seletiva de sólidos inorgânicos, possivelmente devido a uma maior densidade do material inorgânico. Para interpretar os dados, a idade de lodo na base da massa de lodo volátil é o parâmetro mais importante, uma vez que a massa bacteriana é volátil: os sólidos inorgânicos são somente “peso morto”.

Um aspecto que chama a atenção é que a composição de lodo dentro dos reatores difere bastante da composição do lodo expulso. Isto se nota particularmente no reator R_1 (que não recebia lodo aeróbio) onde a fração volátil média no reator UASB é de 56%, mas esta fração é 75 % nos sólidos sedimentáveis no efluente. Aqui também se conclui que o material orgânico está sendo expulso mais rapidamente do que os sólidos em suspensão inorgânicos

Em termos absolutos, a idade de lodo no reator R_1 de 42 dias aproximadamente é suficiente para o tratamento anaeróbio eficiente à temperatura da pesquisa. Van Haandel e Nogueira (2013) mostraram que a idade de lodo influi marcadamente na proporção entre as três frações básicas na qual se divide no reator UASB o material orgânico do afluente: fração no efluente, fração no lodo e fração digerida. As seguintes relações empíricas foram obtidas com o mesmo esgoto e a mesma temperatura usados nesta investigação (25 °C):

$$mS_e = 0,14 + 0,25 \exp[-0,04(R_s - 6)] \quad (11)$$

$$mS_x = 0,12 + 0,20 \exp[-0,04(R_s - 6)] \quad (12)$$

$$mS_d = 1 - mS_e - mS_x = 0,74 - 0,45 \exp[-0,04(R_s - 6)] \quad (13)$$

onde:

mS_e = fração da DQO afluente, encontrada no efluente decantado

mS_x = fração da DQO afluente, descarregado como sólidos sedimentável (lodo volátil)(0.0)

mS_d = fração digerida da DQO

R_s = Idade de lodo

Parâmetro	Fração da DQO no efluente decantado Dados experimentais				Fração da DQO no efluente decantado Calculada a partir da Eq (10).			
	R_1	R_2	R_3	R_4	R_1	R_2	R_3	R_4
R_s	42	28	18	15	42	28	18	15
mS_e	21	23	25	26	0,20	0,24	0,29	0,31

Tabela 9: Fração experimental e fração teórica da DQO decantada no efluente nos reatores R_1 a R_4 usando-se a idade de lodo calculada na base taxa de expulsão dos sólidos voláteis.

Na Tabela 9 pode-se ver as frações da DQO no efluente observadas na investigação experimental (DQO decantada) e calculadas a partir da equação 10, usando-se a idade de lodo na base do lodo volátil. Há uma boa correlação entre a teoria e os resultados experimentais, especialmente nos reatores R_1 e R_2 que foram operados sem e com pouco lodo aeróbio adicionado respectivamente. A maior fração da DQO no efluente nos reatores R_3 e R_4 indica que há uma tendência de se formar DQO solúvel e não biodegradável na digestão anaeróbia de lodo aeróbio nos reatores UASB. O mesmo fenômeno observa-se em digestores convencionais de lodo aeróbio, onde o lodo alimentado no reator tem uma DQO solúvel muito baixa (geralmente menos que 100 mg/L, no caso de tratamento de esgoto), mas no lodo digerido a DQO solúvel geralmente é mais que 1000 mg/L. Portanto, de alguma maneira deve-se esperar que a estabilização anaeróbia de lodo aeróbio no reator UASB seja acompanhada por um aumento da DQO solúvel e pouco biodegradável.

A presença de torneiras ao longo da altura dos reatores R_1 a R_4 possibilitou que se estabelecesse o perfil da concentração de lodo em função da altura no reator. A Fig. 5 mostra o perfil típico da concentração em função da altura, observando-se o seguinte comportamento:

(1) No fundo dos reatores, a concentração de sólidos em suspensão era muito elevada com uma concentração na faixa de 60 a 70 gSTS/L

(2) Subindo nos reatores, a concentração diminuía rapidamente para um valor de aproximadamente 25 a 30 g/L a uma altura de 0,7 m aproximadamente

(3) Subindo mais a concentração, diminuía-se muito gradualmente para um valor de cerca de 20 gSTS/L numa altura de 3 m, já perto da parte inclinada do separador sólido - líquido

(4) Depois deste faixa de concentração quase constante seu valor diminuía precipitadamente para um valor de menos que 10 g/L, numa altura de 3,2 m no início da parte inclinada do separador de fases

(5) No separador de fases, a concentração diminuía para um valor de cerca de 0,1 a 0,3 gSTS/L no efluente dos reatores R_1 a R_4 , dependendo da concentração de lodo aeróbio alimentado e da fração não biodegradável deste lodo descarregado pelo reator.

Caracterização dos lodos nos reatores e deles expulsos

Semanalmente foram realizados testes para determinar algumas propriedades físicas e biológicas dos lodos. Os testes foram feitos com amostras de lodo sedimentado dos efluentes dos reatores R_1 a R_4 , bem como do conteúdo dos reatores propriamente ditos. Para caracterizar os lodos, os testes realizados foram a atividade metanogênica específica, AME, a estabilidade de lodo (perda de massa com o tempo) e a sedimentabilidade. Os resultados dos testes estão na Tabela 10.

A atividade metanogênica é um teste que se destina a determinar qual a capacidade máxima de produção de metano a partir de um substrato ideal. Os testes de atividade foram realizados de acordo com os procedimentos sugeridos por Chernicharo *et al* (1997), usando-se acetato de sódio como fonte de material orgânico a ser digerido. Os testes foram

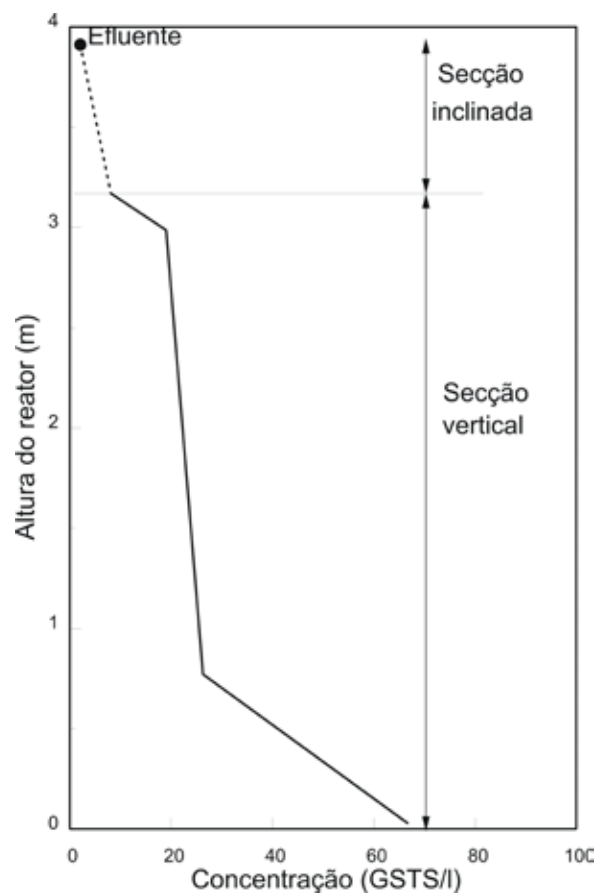


Fig 5: Perfil típico da concentração de lodo nos reatores R_1 a R_4 durante a investigação experimental.

realizados à temperatura ambiente, isto é, a mesma temperatura que existia nos reatores: 25 °C. Os resultados indicam que (1) a AME das amostras de lodo dos reatores UASB certamente não foi afetada negativamente pela adição de lodo aeróbio aos reatores UASB: a AME tende a aumentar com uma maior adição de lodo aeróbio aos reatores, e (2) a AME das amostras de lodo expulso tende a ser menor do que os lodos do conteúdo dos reatores. É interessante observar que na análise da idade de lodo dos sistemas (Tabela 8) chegou-se à conclusão de que os reatores expulsavam seletivamente o lodo volátil. Os resultados da AME indicam que a AME dos lodos nos reatores é maior do que a dos lodos expulsos, o que leva à conclusão de que o lodo metanogênico é seletivamente retido no reator. Conclui-se que a fração não digerível do lodo aeróbio é expulsa preferencialmente, por ser volátil e não metanogênico.

A partir da AME e da massa de lodo volátil, pode-se calcular a capacidade de tratamento ou de digestão de material orgânico nos reatores, como foi feito na Tabela 11: a capacidade de tratamento do reator é o produto da AME e a massa de lodo volátil no reator. Esta capacidade de tratamento pode ser comparada com a carga aplicada de material orgânico no esgoto, no lodo aeróbio adicionado e total. Os dados indicam que o potencial de tratamento tende a superar a carga orgânica aplicada, mas a diferença é pequena. Isto significa que a carga aplicada é alta para a capacidade de tratamento disponível, se bem que é verdade que nem toda carga orgânica aplicada pode ser digerida: sabe-se que somente uns 40% do lodo aeróbio é efetivamente digerível. É importante observar que o potencial de tratamento não é uma indicação que a digestão anaeróbia de

Teste	Amostra	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
Atividade metanogênica	Sedimento do efluente	0,08	0,18	0,10	0,09
(mgDQO/mgX _v /d)	Lodo do reator	0,14	0,17	0,18	0,19
Estabilidade (%)	Sedimento efl. bruto	11	13	15	16
	Lodo do reator	16	17	19	19
Sedimentabilidade	Sedimento efl. bruto	0,25	0,24	0,28	0,21
Compressibilidade: k (l/g)	Lodo do reator	0,04	0,04	0,05	0,04
Sedimentabilidade	Sedimento efl. bruto	7,3	6,1	8,4	7,0
Veloci não/estorvada vo (m/h)	Lodo do reator	6,5	6,5	8,4	5,2

Tabela 10: Resultados dos testes da atividade metanogênica (AME), da estabilidade do lodo e da sedimentabilidade de lodo nos reatores R₁ a R₄

Teste	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄
AME de lodo nos reatores (gDQO/gSVS/d)	0,14	0,17	0,18	0,19
Massa de lodo volátil no reator (gSVS)	1706	1844	1709	1698
Potencial de digestão do lodo nos reatores (gDQO/d)	239	313	308	323
Carga aplicada de esgoto (gDQO/d)	181	179	177	175
Carga aplicada de lodo aeróbio (gDQO/d)	0	65	130	195
Carga total aplicada (gDQO/d)	181	244	307	370

Tabela 11: Comparação da capacidade de digestão com as cargas orgânicas aplicadas nos reatores UASB

fato vá ocorrer: tanto o material orgânico do esgoto como do lodo aeróbio precisa passar por processos de hidrólise e acidificação antes que possa ser metanizado. Van Haandel e Lettinga (1994) mostraram que estes processos em geral são mais lentos que a metanogênese. Isto se confirmou também na presente pesquisa: sempre a concentração de ácidos voláteis no efluente dos reatores R_1 a R_4 era inferior aos valores no esgoto alimentado nos reatores. Portanto a conversão do substrato da metanogênese sempre foi eficiente em todos os reatores. De toda forma, os resultados experimentais claramente indicam que grande parte do material biodegradável do lodo aeróbio alimentado efetivamente foi transformada em metano.

Pode-se comparar os resultados experimentais da AME com dados de reatores UASB tratando esgoto ou tratando esgoto+ lodo aeróbio. Silva *et al* (2005) e Pontes e Chernicharo (2005) investigaram a AME de reatores UASB tratando esgoto e lodo aeróbio de sistemas aeróbios com lodo fixo (biofiltros submersos e filtro biológico, respectivamente) e relataram valores de 0,12 e 0,10 mgDQO/mgSVS/d, respectivamente. Leitão (2004) e Van Haandel e Lettinga (1994), usando dados próprios e publicados de AME de reatores UASB tratando esgoto relataram valores de 0,18 e 0,08 a 0,30 mgDQO/mgSVS/d, respectivamente. Portanto os resultados desta investigação experimental estão na mesma faixa de valores obtidos por outros autores

No teste da estabilidade encuba-se amostras de lodos à temperatura ambiente e se determina experimentalmente quanto material orgânico da amostra é convertido em metano quando a amostra é deixada em repouso durante 1 mês (28 dias). Este teste geralmente é feito pela determinação da produção de metano no período. A realização do teste é parecida com a da AME, só que não se adiciona o substrato facilmente biodegradável. Em vez disso, o lodo presente na amostra degrada o próprio material biodegradável (Van Haandel e Lettinga, 1994; EPA 1992). A Tabela 8 mostra a estabilidade nos testes com lodo expulso do reator e lodo do próprio reator. Os resultados indicam (1) os lodos tendem a ser menos estáveis na medida em se adiciona mais lodo aeróbio, ainda que a diferença entre os lodos seja pequena, e (2) os lodos expulsos são mais estáveis que os lodos dentro dos reatores. Pelo critério da EPA (1992), tem-se que lodo é considerado estável quando a perda de sólidos voláteis é menos de 17%. Sob este critério, os lodos expulsos podem ser considerados estáveis, isto é, podem ser processados para desidratação sem tratamento complementar. Os lodos nos reatores têm uma fração de material biodegradável marginalmente acima dos 17%.

O teste de sedimentabilidade de lodo é descrita por Van Haandel e Marais (1999). Nos testes realizados se investigou se a sedimentação do lodo nos reatores R_1 a R_4 podia ser descrita com a equação de Vesilind (1968), que relaciona a velocidade de sedimentação à concentração de lodo da seguinte maneira:

$$v = v_0 \exp(-kX_t) \quad (14)$$

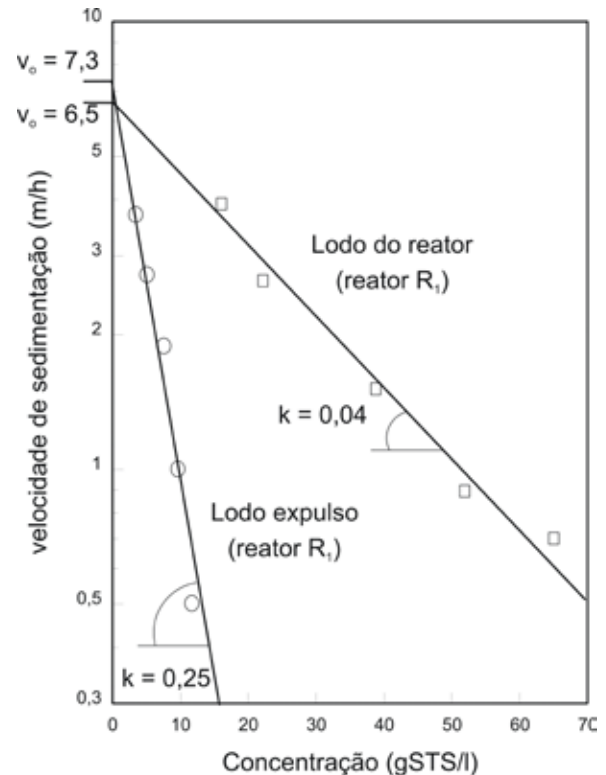


Fig 6: Diagrama semi logarítmico da velocidade de sedimentação em função da concentração para o lodo de R_1

onde:

v = velocidade de sedimentação do lodo

X_t = concentração de lodo

k = constante de Vesilind refletindo a compressibilidade

v_0 = constante de Vesilind refletindo a velocidade não estorvada (velocidade para a concentração de lodo extrapolada para $X_t = 0$).

Para verificar a validade da equação de Vesilind, determinou-se a velocidade de sedimentação para diferentes concentrações de lodo e se plotou os pontos assim obtidos num diagrama semi logarítmico:

$$\ln(v) = \ln(v_0) - kX_t \quad (15)$$

Em todos os testes, sempre a relação entre a velocidade de sedimentação e a concentração dos lodos dos reatores R_1 e R_4 em boa aproximação obedeceram a equação de Vesilind, e os valores obtidos experimentalmente estão na Tabela 10. Entretanto, a sedimentabilidade dos lodos expulsos dos reatores era muito inferior àquela do lodo dentro dos reatores. A Fig. 6 mostra bem o comportamento diferente dos sólidos expulsos e dos sólidos no reator. Claramente durante a investigação houve uma expulsão seletiva de lodo menos sedimentável.

É interessante comparar a velocidade de sedimentação à velocidade ascendente nos reatores. Como estes reatores tinham altura de 4 m e um tempo de permanência de 4 h, a velocidade ascendente do líquido era 1 m/h. Tomando-se como exemplo o reator R_1 , calcula-se que a maior concentração de lodo que pode ser retido pelo mecanismo de sedimentação é dada por:

$$v = 1 \text{ m/h} = v_0 \exp(-kX_t) \quad (16)$$

Para as características de lodo expulso ($k = 0,25\text{L/g}$ e $v_0 = 7,3 \text{ m/h}$) calcula-se uma concentração máxima de 8 g/L. Todavia, na Fig. 5 pode-se observar que para alturas de menos de 3 m (isto é, em quase toda a zona de digestão) na realidade a concentração de lodo era muito maior do que concentração máxima para o lodo expulso, o que significa que ali era impossível a permanência de lodo com as constantes $k = 0,25\text{L/g}$ e $v_0 = 7,3 \text{ m/h}$. Portanto a partir dos dados da sedimentabilidade é previsível que este lodo será expulso.

Em contraste com as constantes de sedimentabilidade do lodo dentro do reator R_1 ($k = 0,04\text{L/g}$ e $v_0 = 6,5 \text{ m/h}$) a concentração máxima que pode ser retida é 38 gSTS/L, maior do que a concentração na maior parte do reator. Somente na parte mais baixa do reator a concentração de lodo é maior do que o valor de 38 gSTS/L. Possivelmente, nesta pequena secção a sedimentabilidade do lodo fosse superior devido a partículas pesadas ali introduzidas.

Observações finais

Para se ter uma ideia da proporção da massa de DQO no esgoto e no lodo aeróbio de excesso de um sistema anaeróbio-aeróbio, imagina-se que no pré-tratamento anaeróbio haja uma eficiência de remoção de material orgânico de 50%, e que no sistema complementar haja remoção dos outros 50 %, transformando metade (25%) em lodo volátil. Nesta situação, a carga orgânica no esgoto (100%) seria, portanto quatro vezes maior do que a carga orgânica do lodo aeróbio. Na prática, uma eficiência de somente 50 % na remoção de material orgânico num reator UASB tratando esgoto deve ser considerada um resultado sofrível; normalmente a eficiência será maior do que 50% e, portanto, a DQO no lodo de excesso será menos que 25%. Na pesquisa adotou-se contribuições maiores da DQO do lodo a ser estabilizado para avaliar se existia um máximo na

fração da DQO aportada na forma de lodo aeróbio de excesso.

Os resultados apresentados nas seções anteriores mostraram que é factível usar o reator UASB no tratamento de esgoto não somente para o pré-tratamento de esgoto bruto, mas simultaneamente também para a estabilização de lodo aeróbio de excesso de um eventual sistema aeróbio de pós-tratamento do efluente digerido. Esta viabilidade continua existindo se a fração adicionada de DQO na forma de lodo (máximo pesquisado de 60%) excede o valor que pode ser considerado máximo na prática de sistemas anaeróbios-aeróbios (25%). Todavia, isto não significa que se pode substituir diretamente a configuração do sistema de lodo ativado convencional, como na Fig. 1a por um sistema anaeróbio-aeróbio da Fig. 1b. O problema é que na estabilização anaeróbia de lodo aeróbio de excesso a digestão anaeróbia converte em metano somente uma parte dos sólidos (em torno de 40 % nas condições da investigação); a maior parte do lodo aeróbio permanece após a estabilização como sólidos não biodegradáveis. Como estes sólidos têm uma sedimentabilidade relativamente fraca, serão expulsos do reator UASB junto com o esgoto pré tratado. Portanto, não permanecem no reator UASB para ser descartados como lodo de excesso do reator UASB, como se supunha tacitamente na Fig. 1b. Se não houver uma unidade de separação de fases entre o pré-tratamento anaeróbio e o tratamento complementar aeróbio, os sólidos expulsos do reator UASB serão introduzidos no sistema aeróbio. Todavia, como se compõe, em grande parte, de material não biodegradável, não pode ser removido no sistema aeróbio e acabará sendo descartado, de novo, como lodo de excesso para o reator anaeróbio. Assim se cria o problema que a fração não digerível do lodo aeróbio não é descartada do sistema e, por esta razão, acumula-se em ambos os reatores anaeróbio e aeróbio, até o ponto em que há descarga de sólidos pela única saída disponível no sistema: junto com o efluente final. Naturalmente, a presença dos sólidos no efluente final prejudicará a qualidade e, por isso, é indesejável.

É importante notar que a descarga de lodo anaeróbio do reator UASB não oferece uma solução: o lodo aeróbio não digerido no reator UASB tem uma sedimentabilidade que permite somente uma concentração baixa e, por isso, será expulso do reator mesmo se este não estiver “cheio” de lodo. É possível que em sistemas com variação forte de vazão de esgoto haja possibilidade de se descarregar lodo aeróbio no reator UASB nos momentos de baixa velocidade e, conseqüentemente, baixa velocidade ascendente do líquido. Mas fatalmente este lodo será expulso tão logo a velocidade ascendente do líquido aumente de novo. Portanto, a inclusão de uma unidades de separação de sólidos entre o pré e o pós-tratamento é uma providência inescapável para manter boas condições operacionais no sistema e uma boa qualidade do efluente final. Normalmente esta unidade de pré-tratamento terá a forma de um decantador simples. Tendo em vista que a concentração dos sólidos no efluente do reator USASB será baixa (na faixa de 0,1 em R_1 , a 0,3 g/L em R_4 , Tabela 5) nem precisa necessariamente ser mecanizado. O lodo acumulado no decantador intermediário pode ser desidratado sem tratamento adicional, já que se compõe, principalmente, de sólidos não biodegradáveis.

Conclusões

(1) Uma investigação experimental em escala piloto foi realizada durante um período de 27 semanas, operando-se reatores UASB para o tratamento de esgoto e se adicionando simultaneamente diferentes proporções de lodo ativado aos reatores. A DQO do lodo ativado variava de 0 a 60 % da DQO do esgoto. Em todos os casos, mostrou-se factível usar o reator UASB simultaneamente para a o tratamento anaeróbio de esgoto e para a estabilização de lodo aeróbio.

(2) As misturas de esgoto e lodo ativado foram digeridas eficientemente: a eficiência do tratamento anaeróbio de esgoto diminuiu de 78 para 75 % quando a adição de lodo ativado aumentava de 0 a 60 % da DQO do esgoto. A fração de lodo ativado digerido nos reatores UASB era, em média, 38 %, que é praticamente igual à fração que se espera num digestor de lodo convencional com as características do lodo ativado que se usou na investigação experimental, estimada em 40%.

(3) Nos reatores UASB tratando misturas de esgoto e lodo ativado, a massa de lodo, as propriedades biológicas e físicas não eram afetadas de maneira significativa pela adição de lodo ativado ao esgoto a ser tratado.

- A concentração média de lodo nos reatores UASB era na faixa de 22 a 25 g/L, que pode ser considerada típica para reatores UASB tratando esgoto

- A AME ficou na faixa de 0,1 a 0,2 mgDQO/mgSVS/d que é uma faixa frequentemente obtida na prática para tratamento de esgoto em reatores UASB

- A estabilidade do lodo nos reatores tratando as misturas de esgoto e lodo ativado variava pouco, entre 16%, sem a adição de lodo aeróbio, até 0,19 para adição de lodo aeróbio, na razão de 60% da DQO no esgoto

- A sedimentabilidade do lodo pôde ser descrita com a equação de Vesilind. Em todos os casos, a sedimentabilidade era muito boa.

(4) As características do lodo expulso dos reatores UASB, que simultaneamente tratam esgoto e estabilizam lodo aeróbio, são muito diferentes daquelas do lodo dentro dos reatores, notadamente com relação à sedimentabilidade. O lodo expulso tem constantes de sedimentabilidade tais que é impossível manter uma concentração elevada de lodo num reator de fluxo ascendente.

(5) A tendência dos reatores UASB era expulsar o lodo aeróbio que não pôde ser digerido e, por esta razão, a concentração de sólidos no efluente era elevada quando os reatores UASB foram usados para estabilização simultânea de lodo ativado. Conclui-se que este efluente não pode ser descarregado diretamente no pós-tratamento aeróbio. É necessário que se separe, antes, os sólidos sedimentáveis do efluente anaeróbio, possivelmente por sedimentação simples.

Agradecimentos

Esta pesquisa recebeu apoio financeiro das agências do Governo Brasileiro: CNPq, FINEP e CAPES.

Referências

Chernicharo, C. A. L. (1997) Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Reatores anaeróbios, volume 5, 1° ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 246p.

Derks Y.M. (2007): Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, PB.

EPA Environmental regulations and technology (1992). Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. U. S. Environmental Protection Agency, 151 p.

Pontes, P. P. e Chernicharo, C. A. L. (2005) Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em um reator UASB em escala de demonstração utilizado para tratamento de esgoto sanitário. In: 23° Congresso de engenharia sanitária e ambiental. Campo Grande, ABES, .

SILVA, A. L. B., ANDRADE, M. C. F. E., LOUZADA, A. G., CASSINI, S. T., GONÇALVES, R. F. (2005) Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: 23° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande, ABES.

VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. (1994) Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. Epgraf. Campina Grande, PB.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O (1999) comportamento do sistema de lodo ativado. Epgraf. Campina Grande, PB.

VAN HAANDEL, A.C. e NOGUEIRA, W.J. da C. (2013): Influence of the phase separator design on the performance of the UASB reactor treating municipal waste water. Submitted to Water Science and Technology

VESILIND, P. A. (1968) Theoretical Considerations: Design of Prototype Thickeners from Batch Settling Test. Water and Sewage Works.

O site da Revista DAE está repleto de novidades

ASSINE GRATUITAMENTE
O BOLETIM ELETRÔNICO,
É SÓ SE CADASTRAR

