

II-195 - REMOÇÃO DE SULFETO EM REATOR ANAERÓBIO POR DESNITRIFICAÇÃO AUTOTRÓFICA VIA NITRITO ASSOCIADA A MICROAERAÇÃO

Jéssyca de Freitas Lima Brito⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará – *Campus* Limoeiro do Norte (IFCE/LN). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutoranda em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Rebeca Holanda Lima

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Marcos Erick Rodrigues da Silva

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor do Instituto Federal do Ceará – *Campus* Fortaleza.

André Bezerra dos Santos

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). PhD em Environmental Sciences pela Wageningen University, Holanda. Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Paulo Igor Milen Firmino

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - e-mail: jessyca-11f@hotmail.com

RESUMO

O presente trabalho avaliou o efeito da desnitrificação autotrófica associada à microaeração na remoção de sulfeto dissolvido e gasoso em um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em escala laboratorial (volume útil de 3 L e TDH de 8 h). Após uma etapa controle, em que o reator foi alimentado com água residuária livre de nitrito, foram adicionadas diferentes concentrações de nitrito ao afluente (50-150 mg·L⁻¹) para avaliar o seu efeito na remoção de sulfeto dissolvido. Em seguida, com uma concentração de nitrito de 150 mg·L⁻¹, aplicou-se microaeração (0,1 mL ar·min⁻¹) no *headspace* do reator para promover também a remoção de sulfeto gasoso. Posteriormente, a suplementação de nitrito foi interrompida, mantendo-se a microaeração, e, finalmente, o reator voltou a ser operado sob as mesmas condições da etapa controle. A adição de nitrito teve impacto positivo na remoção de sulfeto dissolvido e gasoso no tratamento anaeróbio. Dentre as concentrações de nitrito testadas, a que teve maior eficiência de remoção foi 150 mg·L⁻¹ (100% de sulfeto dissolvido e 33% de sulfeto de hidrogênio em relação à etapa controle). A microaeração apresentou-se como uma ótima tecnologia para remoção de sulfeto gasoso, alcançando eficiência de 100%. Ambos os processos não prejudicaram a remoção de DQO e a produção de metano no biogás. A associação dos dois processos estudados se mostra promissora para a eliminação de sulfeto dissolvido e gasoso, produzido em reatores anaeróbios.

PALAVRAS-CHAVE: Desnitrificação autotrófica, Nitrito, Microaeração, Sulfeto.

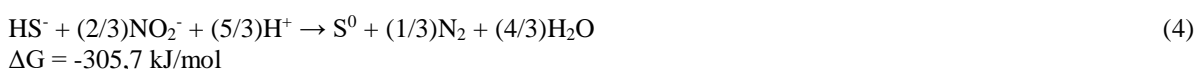
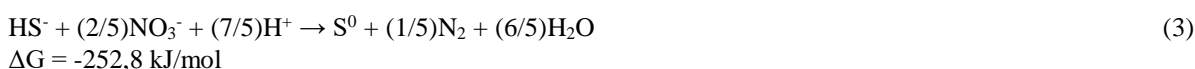
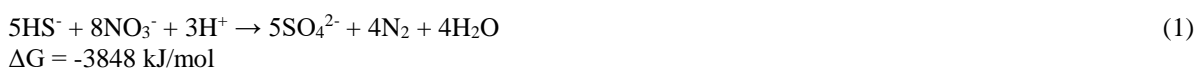
INTRODUÇÃO

Em condições anaeróbias, bactérias redutoras de sulfato (BRS) usam sulfato comoceptor de elétrons para a degradação de compostos orgânicos, produzindo sulfeto, cujas espécies químicas podem estar presentes tanto no líquido (H₂S, HS⁻ e S²⁻) quanto no biogás (exclusivamente H₂S) a depender do pH e da temperatura do meio. Elevadas concentrações de H₂S no biogás são indesejadas, pois reduzem sua qualidade, acarretam a corrosão das estruturas em concreto armado e aço, comprometem as funções das unidades de cogeração, produzem emissões de odores desagradáveis perceptíveis em baixas concentrações (0,2 ppm), são tóxicas para

os seres humanos e geram emissões de dióxido de enxofre durante a combustão. Além disso, o sulfeto é tóxico para os microrganismos metanogênicos (em concentrações acima de 50 mg·L⁻¹) e pode causar a inibição de processos anaeróbios (BUISMAN; WIT; LETTINGA, 1990; KRAYZELOVA *et al.*, 2015). Por todas essas razões, a presença de sulfeto, tanto na fase líquida quanto gasosa, é um problema importante associado ao tratamento anaeróbio de águas residuárias que contém sulfato.

Diante desse contexto, a desnitrificação autotrófica representa uma solução apropriada para a remoção de sulfetos do tratamento biológico de efluentes. O sulfeto presente pode ser usado como doador de elétrons para desnitrificação, reduzindo assim sua concentração (MORAES; SOUZA; FORESTI, 2012; ZHENG *et al.*, 2017).

De acordo com Mahmood *et al.*, (2007), as reações químicas estequiométricas para desnitrificação autotrófica via nitrato e nitrito, com oxidação completa de sulfeto, são dadas pelas equações (1) e (2), respectivamente. Segundo Jing *et al.*, (2010), quando a oxidação parcial de sulfeto para enxofre elementar ocorre, as reações químicas são descritas nas equações (3) e (4).



Através da análise da variação da energia livre padrão de Gibbs, percebe-se que as reações completas de oxidação de sulfeto são termodinamicamente mais favoráveis. Contudo, muitos estudos têm relatado a formação de enxofre elementar como um intermediário da desnitrificação autotrófica em função da concentração de sulfeto, especialmente quando o nitrato é o aceptor de elétrons (REYES-AVILA; RAZO-FLORES; GOMEZ, 2004). Ao avaliar as reações com a formação desse composto intermediário, a desnitrificação do nitrito ocorre mais facilmente do que a desnitrificação do nitrato. Por outro lado, a desnitrificação do nitrato é consideravelmente mais favorável quando ocorre a oxidação completa do sulfeto. Os caminhos envolvidos na desnitrificação autotrófica integrada à oxidação do sulfeto são, no entanto, ainda obscuros (MORAES; SOUZA; FORESTI, 2012). Alguns autores relataram que o nitrito aceitou os elétrons da oxidação do sulfeto mais eficientemente do que o nitrato, mesmo quando a formação de sulfato estava prevalecendo (MAHMOOD *et al.*, 2007). Em contraste, outros autores sugeriram que o nitrato é um melhor aceptor de elétrons quando acoplado à oxidação completa ou parcial de sulfeto, e isso vai depender da concentração do aceptor. Quando há uma menor concentração de aceptor, tende a ocorrer oxidação parcial (JING; PING; MAHMOOD, 2010).

Normalmente, a desnitrificação autotrófica é bem-sucedida para remoção de sulfeto dissolvido, mas não tanto para sulfeto gasoso. Estudos têm demonstrado que a microaeração é uma técnica bastante promissora para oxidação de sulfeto gasoso (KRAYZELOVA *et al.*, 2014; RAMOS; PEÑA; FDZ-POLANCO, 2014). Segundo Díaz *et al.* (2011), a remoção biológica baseia-se na utilização das bactérias oxidadoras de sulfeto (BOS) capazes de oxidar o sulfeto de hidrogênio a enxofre elementar/sulfato, utilizando o oxigênio como aceptor de elétrons. A predominância de enxofre elementar ou sulfato como produto final da oxidação depende da quantidade de oxigênio disponível. Assim, em condições limitadas de oxigênio (microaeróbia), o enxofre elementar é o principal produto (JANSSEN *et al.*, 1995).

Dessa forma, novos estudos devem ser investigados a fim de permitir um melhor entendimento e controle desses bioprocessos, tendo em vista suas vantagens econômicas, operacionais e ambientais. Diante do exposto, esta pesquisa avaliou o efeito da desnitrificação autotrófica associada à microaeração na remoção de sulfeto dissolvido e gasoso em um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB).

MATERIAIS E MÉTODOS

Água residuária

A água residuária sintética foi preparada utilizando água da torneira, meio basal (macro e micronutrientes), tampão, etanol como fonte de carbono ($1,0 \text{ g O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), sulfato de sódio (Na_2SO_4) como fonte de sulfato ($0,1 \text{ g SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$) e nitrito de sódio (NaNO_2) como fonte de nitrito. O meio basal era preparado de acordo com Dos Santos (2005). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução era tamponada com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) na proporção de 1 g de NaHCO_3 para cada 1 g DQO. Todos os reagentes foram utilizados como adquiridos, sem purificação adicional.

Inóculo

O reator foi inoculado com lodo anaeróbico proveniente de um reator UASB, da Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, que tratava esgoto doméstico. As concentrações do inóculo, em termos de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT), foram, respectivamente, $89,78 \text{ g ST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $56,09 \text{ g SVT} \cdot \text{L}^{-1}$.

Sistema Experimental

A investigação experimental foi realizada em um reator UASB (*up-flow anaerobic sludge blanket*), em escala experimental, com volume útil de 3,0 L e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 h. Os materiais utilizados para confecção do reator foram tubos e conexões de PVC para esgoto (**Figura 1**). O reator era alimentado por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) através de tubos flexíveis de Tygon® (Cole-Parmer, EUA) e operado à temperatura ambiente de aproximadamente 28°C . A microaeração do sistema foi fornecida por meio de uma bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA), que injetava ar atmosférico no *headspace* do reator (etapas V e VI). O biogás produzido era coletado e medido por deslocamento de líquido através de um frasco de Mariotte com solução salina de 25 g/L de NaCl e acidificada com HCl até pH menor que 2 para evitar a solubilização dos gases produzidos durante a digestão anaeróbia.



Figura 1: Reator UASB

Procedimento Experimental

O experimento foi dividido em sete etapas (**Tabela 1**). Após a etapa I (controle), em que o reator anaeróbico foi alimentado com água residuária livre de nitrito, foram adicionadas diferentes concentrações de nitrito ao afluente de forma a avaliar o seu efeito na remoção de sulfeto dissolvido (etapas II a IV). Em seguida, na etapa V, manteve-se a concentração de nitrito da etapa anterior, e aplicou-se microaeração ($0,1 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$) no *headspace* do reator para promover também a remoção de sulfeto gasoso. Na etapa VI, a suplementação de nitrito foi interrompida, mantendo-se a microaeração, e, finalmente, na etapa VII, o reator voltou a ser operado sob as mesmas condições da etapa I.

Tabela 1: Parâmetros operacionais do reator.

Etapa	I	II	III	IV	V	VI	VII
Duração da etapa (dias)	64	51	21	21	19	22	27
Fim da etapa (dia)	64	115	136	157	176	198	225
TDH (h)	8	8	8	8	8	8	8
DQO total (g·L ⁻¹)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Sulfato (g·L ⁻¹)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Nitrito (g·L ⁻¹)	-	0,05	0,10	0,15	0,15	-	-
Microaeração (mL ar·min ⁻¹)	-	-	-	-	0,1	0,1	-

TDH, tempo de detenção hidráulica; DQO, demanda química de oxigênio.

Métodos Analíticos

DQO, sulfeto dissolvido, amônia, pH e alcalinidade foram analisados segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Sulfato, nitrito e nitrato foram determinados por cromatografia líquida (Dionex™ ICS – 1100, Thermo Scientific). As concentrações de O₂ e N₂ foram determinadas por cromatografia gasosas com detecção por condutividade térmica (GC-TCD, *gas chromatography-thermal conductivity detection*) (GC-17A, Shimadzu), de acordo com Firmino et al. (2015), enquanto as de CH₄, CO₂ e H₂S foram determinadas por cromatografia gasosas com detecção por ionização por descarga de barreira dielétrica (GC-BID, *gas chromatography-barrier ionization discharge*) (GC-2010 Plus).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na **Tabela 2**, encontram-se os resultados dos parâmetros operacionais do reator.

Tabela 2: Desempenho operacional do reator UASB ao longo da pesquisa.

Etapa		I	II	III	IV	V	VI	VII
Nitrito	Afluente (mg·L ⁻¹)	-	50	100	150	150	-	-
Microaeração	(mL ar·min ⁻¹)	-	-	-	-	0,1	0,1	-
DQO	Afluente (mg·L ⁻¹)	1202	1132	1139	1129	1140	1129	1106
		(46)	(74)	(82)	(81)	(71)	(56)	(65)
	Efluente (mg·L ⁻¹)	60 (20)	52 (17)	42 (17)	55 (17)	60 (12)	43 (9)	57 (15)
	Eficiência (%)	95 (2)	95 (2)	96 (2)	95 (2)	95 (3)	96 (1)	95 (1)
SO₄²⁻	Afluente (mg·L ⁻¹)	133 (9)	125 (13)	126 (3)	126 (9)	132 (4)	135 (7)	145 (11)
	Efluente (mg·L ⁻¹)	52 (4)	57 (16)	52 (11)	55 (14)	50 (4)	49 (3)	37 (4)
	Eficiência (%)	55 (9)	55 (13)	57 (10)	63 (9)	62 (3)	64 (2)	74 (3)
S²⁻	Efluente (mg·L ⁻¹)	29 (6)	26 (1)	3 (1)	0	0	26 (3)	33 (3)
NH₄⁺	Afluente (mg·L ⁻¹)	67 (4)	65 (3)	60 (4)	59 (7)	64 (6)	58 (3)	62 (1)
	Efluente (mg·L ⁻¹)	64 (4)	60 (6)	57 (4)	53 (7)	61 (4)	56 (3)	58 (2)
	Eficiência (%)	6 (4)	7 (8)	5 (4)	8 (4)	5 (3)	3 (6)	6 (3)
NO₂⁻	Afluente (mg·L ⁻¹)	-	45 (10)	94 (10)	149 (5)	148 (5)	0	0
	Efluente (mg·L ⁻¹)	-	0	0	0	0	0	0
	Eficiência (%)	-	100 (0)	100 (0)	100 (0)	100 (0)	100 (0)	100 (0)
NO₃⁻	Afluente (mg·L ⁻¹)	-	5 (6)	3 (3)	0	0	0	0
	Efluente (mg·L ⁻¹)	-	0	0	0	0	0	0
	Eficiência (%)	-	100 (0)	100 (0)	0	0	0	0
H₂S	Biogás (mmol·d ⁻¹)	0,94	0,55	0,57	0,62	0	0	1,53
		(0,08)	(0,42)	(0,10)	(0,12)			(0,19)
O₂	Biogás (mmol·d ⁻¹)	0	0	0	0	0,05	0,04	0
						(0,01)	(0,01)	
N₂	Biogás (mmol·d ⁻¹)	0,58	2,40	3,26	3,64	3,66	0,92	0,26
		(0,38)	(1,00)	(0,93)	(1,50)	(1,54)	(0,26)	(0,02)
CH₄	Biogás (mmol·d ⁻¹)	94 (3)	101 (6)	119 (8)	114 (3)	119 (4)	117 (4)	102 (3)
CO₂	Biogás (mmol·d ⁻¹)	11 (2)	12 (5)	8 (2)	7 (1)	7 (3)	22 (4)	17 (2)

O desvio padrão é exibido entre parênteses.

Na etapa I, elevada remoção de DQO foi alcançada (95%), e a eficiência de remoção de sulfato foi de 55%, indicando que o processo de sulfetogênese estava ocorrendo no meio. Na etapa II, com a introdução de 50 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$, a eficiência média de remoção de sulfato permaneceu 55%, e, da mesma forma, a DQO manteve-se em 95%. O nitrito afluente foi consumido, porém os níveis de sulfeto no líquido e de H_2S no biogás, mantiveram-se muito próximos aos valores obtidos na etapa controle (etapa I). Possivelmente, a rota autotrófica não foi predominante, tendo em vista que o nitrito pode, também, ser consumido por desnitrificantes heterotróficos na conversão da matéria orgânica em CO_2 e N_2 (SHOW; LEE; PAN, 2013).

Na etapa III, a eficiência de remoção de sulfato aumentou para 57%, e, conseqüentemente, aumentou a produção de sulfeto. Com o aumento da concentração de nitrito afluente (100 mg $\cdot \text{L}^{-1}$), ocorreu uma significativa redução da concentração do sulfeto dissolvido no efluente (90%), quando comparada à etapa I. A produção de H_2S , nessa etapa, foi de 0,57 mmol $\cdot \text{d}^{-1}$, atingindo uma remoção de 40%, em relação à etapa I. Possivelmente, a maior disponibilidade de nitrito estimulou a atividade das bactérias desnitrificantes autotróficas, embora tenham sido responsáveis por menos de 30% do consumo de nitrito (27 mg $\cdot \text{L}^{-1}$), considerando a equação (4). Portanto, a desnitrificação heterotrófica continuou a predominar nessa etapa. Com relação à remoção de DQO, esta se manteve praticamente a mesma das etapas anteriores.

Na etapa IV (150 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$), a eficiência de remoção de sulfato teve um aumento de 6% comparando-se com a etapa anterior, atingindo uma média de 63%, indicando que a adição de nitrito não prejudicou a sulfetogênese. Nessa etapa, quando comparada à etapa I (controle), foi identificada a maior eficiência de remoção de sulfeto dissolvido (100%), além de remover uma parcela considerável de H_2S (33%). Isso se deve ao fato de que essa etapa foi a que teve maior disponibilidade de nitrito, sendo consumido totalmente (100%) pelas bactérias desnitrificantes. A alta concentração de nitrito não prejudicou a remoção de DQO, que permaneceu, praticamente, a mesma ao longo das etapas estudadas (95%), e não foi observada redução na produção de metano no biogás. Entretanto, observou-se um aumento da carga de nitrogênio (N_2) no biogás com a elevação da concentração nitrito, certamente, pela desnitrificação. A produção de H_2S foi praticamente a mesma das etapas anteriores, indicando que o aumento da concentração de nitrito não interferiu significativamente na parcela gasosa do sulfeto.

Na etapa V, com adição de 150 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e aplicação de microaeração no *headspace* do reator (0,1 mL $\text{ar} \cdot \text{min}^{-1}$), a eficiência de remoção de sulfato manteve-se próxima à da etapa IV, logo, a microaeração também não prejudicou a sulfetogênese. Com a adição de nitrito, supõem-se que tenha ocorrido o processo de desnitrificação autotrófica, pois todo o sulfeto resultante da redução do sulfato, foi oxidado e, conseqüentemente, removido da fase líquida (MORAES; SOUZA; FORESTI, 2012; SHOW; LEE; PAN, 2013; ZHENG *et al.*, 2017). Com a implantação da microaeração no *headspace* do reator, o sulfeto gasoso (H_2S) foi completamente removido. A remoção biológica baseia-se na utilização das bactérias oxidadoras de sulfeto (BOS) capazes de oxidar o sulfeto de hidrogênio a enxofre elementar/sulfato utilizando o oxigênio como aceptor de elétrons (DÍAZ *et al.*, 2011a). A remoção de DQO continuou praticamente a mesma, indicando que a alta concentração de nitrito não afetou, de forma negativa, os processos da digestão anaeróbia. Além disso, o percentual de metano no biogás permaneceu na ordem de 90%, mesmo com a elevação do percentual de N_2 no biogás para 3% (dados não exibidos), visto que a microaeração era fornecida a partir do ar atmosférico.

Na etapa VI, cessou-se a adição de nitrito, e manteve-se a microaeração no *headspace* do reator (0,1 mL $\text{ar} \cdot \text{min}^{-1}$). Não houve variação na eficiência de remoção de sulfato (64%). Contudo, a remoção de sulfeto dissolvido foi potencialmente prejudicada, obtendo 10% de eficiência de remoção, comparada à etapa I (controle). Já o H_2S foi totalmente removido da fração gasosa. Quando a microaeração ocorre no *headspace* do reator, o O_2 reage de forma mais fácil e direta com o H_2S , logo menores dosagens de ar atmosférico são suficientes para obter bons resultados de remoção desse composto (DÍAZ *et al.*, 2011b). Não houve variação na remoção de DQO, e não foi observada redução significativa na produção de metano no biogás. Observou-se uma redução da carga de N_2 no biogás, que possivelmente ocorreu devido à interrupção do nitrito afluente.

A última etapa do experimento (etapa VI) consistiu na retirada da microaeração, a fim de verificar se as condições anaeróbias se reestabeleciam novamente no sistema. A eficiência média de remoção de sulfato aumentou 10%, obtendo um valor próximo da etapa I (anaeróbia). As concentrações de sulfeto dissolvido e H_2S obtiveram valores elevados, indicando que a sulfetogênese ocorreu de forma efetiva. Díaz e Fdz-Polanco (2012) avaliaram a robustez de sistemas microaeróbios e observaram que, após a pausa no fornecimento de

oxigênio em um digestor de lodo em escala piloto, houve um aumento da concentração de sulfeto de hidrogênio. Entretanto, quando foi aplicada novamente a microaeração, a concentração do sulfeto diminuiu gradativamente até atingir os valores médios anteriores. A produção de sulfeto dissolvido e H_2S nessa etapa foi 1,2 e 1,6 vezes maiores que a observada na etapa I, possivelmente, pela maior concentração de sulfato afluente. Adicionalmente, a literatura reporta que a adição de nitrato e nitrito acarreta no acúmulo de intermediários de enxofre (por exemplo, S_0 ou $S_2O_3^{2-}$), resultando em um aumento da produção de H_2S após a interrupção da adição do nitrito (HORTA, 2016). No presente estudo, não foi possível avaliar os intermediários de enxofre, porém foi observado que, após cessar a introdução de nitrito, houve um aumento da produção de sulfeto em relação ao sulfeto teórico, possivelmente devido ao enxofre precipitado dentro do reator. Não foram observadas alterações significativas na remoção de DQO nas etapas estudadas. A produção de metano foi até maior do que a etapa I, e a quantidade de nitrogênio no biogás diminuiu consideravelmente, comparada às etapas anteriores.

Por fim, durante todas as etapas, o pH do meio manteve-se próximo a neutralidade, e não foi verificado acúmulo de ácidos (relação AGV/AT <0,3) no reator (dados não exibidos). Além disso, os níveis de amônia mantiveram-se constantes em todas as etapas do experimento.

CONCLUSÕES

A adição de nitrito teve impacto positivo na remoção de sulfeto dissolvido e gasoso no tratamento anaeróbio.

Dentre as concentrações de nitrito testadas, a que teve maior eficiência de remoção foi $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (100% de sulfeto dissolvido e 33% de sulfeto de hidrogênio em relação à etapa controle).

A microaeração apresentou-se como uma ótima tecnologia para remoção de sulfeto gasoso, alcançando eficiência de 100%.

Ambos os processos não prejudicaram a remoção de DQO e a produção de metano no biogás.

A associação dos dois processos estudados se mostra promissora para a eliminação de sulfeto dissolvido e gasoso, produzido em reatores anaeróbios.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BUISMAN, Cees J.; WIT, Ben; LETTINGA, Gatz. Biotechnological sulphide removal in three polyurethane carrier reactors: stirred reactor, biorotor reactor and upflow reactor. *Water Research*, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 245–251, 1990.
2. DÍAZ, I. et al. Effect of oxygen dosing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters. *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 102, n. 4, p. 3768–3775, 2011. a.
3. DÍAZ, I. et al. Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several H_2S concentrations in biogas from sludge digesters. *Water Science and Technology*, [s. l.], v. 64, n. 1, p. 233–238, 2011. b.
4. DÍAZ, I.; FDZ-POLANCO, M. Robustness of the microaerobic removal of hydrogen sulfide from biogas. *Water Science and Technology*, [s. l.], v. 65, n. 8, p. 1368–1374, 2012.
5. DOS SANTOS, André Bezerra. Aplicação conjunta de tratamento anaeróbio termofílico por lodo granular e de mediadores redox na remoção de cor de águas residuárias têxteis. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 253–259, 2005.
6. FIRMINO, Paulo Igor M. et al. Engineering and microbiological aspects of BTEX removal in bioreactors

- under sulfate-reducing conditions. *Chemical Engineering Journal*, [s. l.], v. 260, p. 503–512, 2015.
7. HORTA, Olga Auguet. Sulfide and methane production in anaerobic sewer pipes: from microbial community characterization to effective mitigation strategies. 2016. Universitat de Girona, [s. l.], 2016.
 8. JANSSEN, A. J. H. et al. Biological sulphide oxidation in a fed-batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, [s. l.], 1995.
 9. JING, Cai; PING, Zheng; MAHMOOD, Qaisar. Influence of various nitrogenous electron acceptors on the anaerobic sulfide oxidation. *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 101, n. 9, p. 2931–2937, 2010.
 10. KRAYZELOVA, Lucie et al. Microaeration for hydrogen sulfide removal in UASB reactor. *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 172, p. 297–302, 2014.
 11. KRAYZELOVA, Lucie et al. Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 703–725, 2015.
 12. MAHMOOD, Qaisar et al. Comparison of anoxic sulfide biooxidation using nitrate/ nitrite as electron acceptor. *Environmental Progress*, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 169–177, 2007.
 13. MORAES, B. S.; SOUZA, T. S. O.; FORESTI, E. Effect of sulfide concentration on autotrophic denitrification from nitrate and nitrite in vertical fixed-bed reactors. *Process Biochemistry*, [s. l.], v. 47, n. 9, p. 1395–1401, 2012.
 14. RAMOS, I.; PEÑA, M.; FDZ-POLANCO, M. Where does the removal of H₂S from biogas occur in microaerobic reactors? *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 166, p. 151–157, 2014.
 15. REYES-AVILA, Jesús; RAZO-FLORES, Elías; GOMEZ, Jorge. Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification. *Water Research*, [s. l.], v. 38, n. 14–15, p. 3313–3321, 2004.
 16. SHOW, Kuan Yeow; LEE, Duu Jong; PAN, Xiangliang. Simultaneous biological removal of nitrogen-sulfur-carbon: Recent advances and challenges. *Biotechnology Advances*, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 409–420, 2013.
 17. ZHENG, Min et al. Nitrite production from urine for sulfide control in sewers. *Water Research*, [s. l.], v. 122, p. 447–454, 2017.