

II-095 - EFEITO DE DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE NITRATO NA REMOÇÃO DE SULFETO EM REATOR ANAERÓBIO

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).

Camylla Rachelle Aguiar Araújo Dantas

Engenheira Sanitarista e Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará – *Campus* Maracanaú (IFCE/Maracanaú). Mestra em Energias Renováveis pelo IFCE/Maracanaú. Doutoranda em Engenharia Civil – Saneamento 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 A 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 sulfeto é um composto tóxico, corrosivo e mal cheiroso prejudicial à saúde humana em concentrações tão baixas quanto 10 mg.L^{-1} . Os processos biológicos para remover esse poluente dos efluentes anaeróbios tem recebido crescente interesse. As bactérias desnitrificantes autotróficas podem usar compostos de enxofre reduzidos (S^{2-} , S^0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) como fonte de energia. Portanto, a suplementação de nitrato em sistemas anaeróbios pode promover a remoção de sulfeto via desnitrificação autotrófica. No presente trabalho, avaliou-se o efeito de diferentes concentrações de nitrato ($40\text{-}250 \text{ mg.L}^{-1}$) na remoção de sulfeto em um reator anaeróbio. A adição de nitrato teve um impacto positivo na remoção de sulfeto, sendo os melhores resultados obtidos com $\sim 250 \text{ mg.L}^{-1}$ (93% para sulfeto dissolvido e 67% para H_2S). Como o nitrato não impediu a sulfetogênese, a desnitrificação autotrófica pode ter sido o principal processo de remoção de sulfeto. O nitrato também aumentou a remoção de DQO, mas diminuiu a produção de metano (em 41%) devido à provável competição entre as vias desnitrificantes e metanogênicas pelo substrato.

PALAVRAS-CHAVE: Desnitrificação autotrófica, nitrato; sulfeto; dessulfurização.

INTRODUÇÃO

As tecnologias anaeróbias de tratamento de águas residuárias têm apresentado cada vez mais aceitação devido às suas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, principalmente pelo baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia e baixa produção de lodo. Entretanto, a relação entre essa tecnologia de tratamento e a população nem sempre é harmônica devido aos incômodos que podem ocorrer em áreas residenciais, tais como: tráfego pesado, ruídos, poluição visual, aumento na população de vetores e a geração de odores desagradáveis, sendo esta a maior causa de reclamações e ações contra companhias de saneamento.

Em uma estação de tratamento de águas residuárias (ETAR), os principais compostos odoríficos são provenientes de uma mistura complexa de moléculas de enxofre (H_2S , mercaptanas e outros compostos

reduzidos à base de enxofre), nitrogênio (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, ácidos orgânicos (MORALES, 2012). Dentre os compostos odoríficos provenientes de ETAR, o sulfeto de hidrogênio (H_2S) é considerado o principal composto responsável pela percepção de odores nessas estações, principalmente pelo fato de o sistema olfativo humano ser capaz de detectá-lo em baixas concentrações, cerca de 5 ppb (LUPATINI, 2007; CARVALHO, 2013). O H_2S é formado a partir da redução desassimilatória do íon sulfato (SO_4^{2-}) e outros compostos à base de enxofre presente nos esgotos (SUBTIL, 2012).

Além do desconforto que os odores podem causar à população adjacente, deve-se lembrar que esses compostos podem afetar a saúde das pessoas, principalmente daquelas que se expõem aos gases mais frequentemente, como é o caso dos operadores das ETAR. O H_2S é altamente tóxico e irritante para o organismo, atuando sobre o sistema nervoso, olhos e vias respiratórias (ATSDR, 2006; OLIVEIRA, 2013).

Com o objetivo de reduzir os gases odoríficos do tratamento anaeróbio, foram criadas diferentes técnicas. As principais tecnologias utilizadas são baseadas em princípios físico-químicos, tais como: precipitação, lavagem cáustica e adsorção por carvão ativado (CHEN, 2001; CHOI et al., 2008). Essas tecnologias são rápidas e eficientes, mas possuem custos elevados, pois necessitam da adição de produtos químicos em grandes quantidades, além de produzirem resíduos secundários. Por outro lado, nos últimos anos, tem crescido o uso de tecnologias de tratamento biológico devido às altas taxas de remoção, baixo custo operacional e ausência de subprodutos tóxicos (RAMIREZ et al., 2009; ZHANG, 2012; 2013), como, por exemplo, processos de desnitrificação autotrófica.

Na última década, iniciaram-se pesquisas sobre remoção simultânea de enxofre, nitrogênio e carbono (FURUMAI et al., 1996; KIM & BAE, 2000; REYES-AVILA et al., 2004; WANG et al., 2005; CHEN et al., 2008, 2009, 2010; SHOW et al., 2013). O processo visa converter sulfeto, nitrato e carbono a enxofre elementar (S^0), nitrogênio gasoso (N_2), e dióxido de carbono (CO_2), simultaneamente. A remoção simultânea de N-S-C de efluentes é um processo de tratamento que consiste na oxidação do sulfeto a enxofre elementar utilizando bactérias desnitrificantes autotróficas, e na conversão de nitrato em nitrogênio gasoso utilizando desnitrificantes autotróficas e heterotróficas. Quando há bactérias desnitrificantes heterotróficas e autotróficas em um mesmo ambiente, e o fornecimento do substrato é limitado, ocorre uma competição pelo mesmo aceptor de elétrons (nitrato). A taxa de reação para converter NO_3^- para NO_2^- é mais rápida por via autotrófica (sulfeto é oxidado em enxofre elementar) do que pela via heterotrófica onde acetato é transformado em dióxido de carbono. Já a taxa de reação que converte o NO_2^- em N_2 é mais rápida pela via heterotrófica (FURUMAI et al., 1996; REYES-AVILA et al., 2004; SHOW et al., 2013).

Assim, a presente pesquisa visa avaliar o efeito da adição de diferentes concentrações de nitrato 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, meio basal (macro e micronutrientes), tampão, etanol como fonte de carbono ($\sim 1,0 \text{ g O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e sulfato de sódio (Na_2SO_4) como fonte de sulfato ($\sim 0,1 \text{ g SO}_4^{2-}\cdot\text{L}^{-1}$). 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.

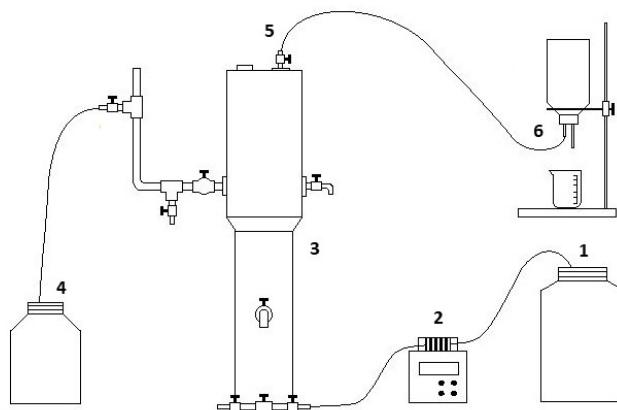
Inóculo

O reator foi inoculado com lodo anaeróbio 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 consistiu na instalação e operação de um reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), em escala experimental, com volume útil de 3,0 L e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 h. O material utilizado para confecção do reator foram tubos e conexões de PVC para esgoto (**Figura 1**). O reator

era alimentado por meio de uma bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) através de tubos flexíveis de Tygon® (Cole-Parmer, EUA) e operado à temperatura ambiente de aproximadamente 28 °C. O biogás produzido era coletado e medido por um medidor de gás previamente calibrado.



1, afluente; 2, bomba peristáltica (alimentação); 3, reator UASB; 4, efluente; 5, biogás; 6, medidor de gás.

Figura 1: Configuração do sistema experimental utilizado

Procedimento Experimental

O experimento foi dividido em seis etapas (**Tabela 1**). Durante a primeira etapa, o reator foi operado em condições anaeróbias UASB convencionais (sem adição de nitrato), a qual serviu como referência/controle para as etapas seguintes. A partir da segunda etapa, foram testadas diferentes concentrações de nitrato com intuito de atender aos objetivos propostos neste trabalho. Na última etapa, o reator voltou a ser operado sob as mesmas condições operacionais da primeira.

Tabela 1: Parâmetros operacionais do reator.

Etapas	I	II	III	IV	V	VI
Duração da etapa (dias)	116	147	42	51	63	42
Fim da etapa (dia)	116	290	355	411	479	528
TDH (h)	8	8	8	8	8	8
DQO total (g·L ⁻¹)	1,06	0,92	1,14	1,14	1,12	1,23
Sulfato (g·L ⁻¹)	0,12	0,13	0,12	0,15	0,16	0,15
Nitrato (g·L ⁻¹)	-	0,08	0,17	0,25	0,04	-

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

Métodos Analíticos

DQO, sulfeto dissolvido, amônia, pH e alcalinidade total foram analisados segundo o *standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

Sulfato, nitrito e nitrato foram determinados por cromatografia líquida em um cromatógrafo de íons Dionex™ ICS – 1100 (Thermo Scientific). Era injetada 5 µL da amostra filtrada, e a separação cromatográfica era realizada em uma coluna Dionex IonPac™ AS23 (RFIC™ 2x250mm). O cromatógrafo também era equipado com uma pré-coluna Dionex IonPac™ AG23 (RFIC™ 2x50mm) além de uma supressora Dionex AERS 500 (2mm). A temperatura era 30 °C, e a corrente 7 mA. Era utilizado um eluente na proporção de 4,5 mM de carbonato de sódio e 0,8 mM de bicarbonato de sódio a um fluxo de 0,25 mL·min⁻¹, e o tempo de corrida de 30 minutos.

Essas análises foram realizadas em amostras afluente e efluente do reator, possibilitando, assim, a verificação da sua eficiência de remoção.

A caracterização do biogás foi realizada, em termos de ar (O₂ + N₂), CO₂ e CH₄, por cromatografia gasosa com detecção por condutividade térmica (GC-TCD, gas chromatography-thermal conductivity detection) (GC-17A,

Shimadzu Corporation, Japão) de acordo com Firmino (2013). Para a determinação das concentrações de H_2S (g), NH_3 (g) e O_2 (g) foi utilizado um medidor individual de gases (Dräger X-am® 5600, Drägerwerk AG & Co. KGaA, Alemanha) conforme Sousa (2016). Todas as análises foram realizadas três vezes por semana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na **Tabela 2**, encontram-se os resultados dos parâmetros operacionais do reator. Na etapa I, elevada remoção de DQO foi alcançada (89%). Nesta etapa, a eficiência de remoção de sulfato foi de 55%, houve produção de 15 mg L^{-1} de sulfeto dissolvido e 9 mL d^{-1} de H_2S , indicando boa atividade sulfetogênica. Na etapa II, com a introdução de $\sim 0,08 \text{ g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, foram alcançadas eficiências médias de DQO acima de 93% e remoção de sulfato de 54%, confirmando a hipótese que houve a oxidação do sulfeto pelo nitrato e não uma inibição da redução de sulfato (SHOW *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2017). Conforme era esperado, 97% do nitrato afluente foi consumido, e obteve-se uma eficiência de remoção de 73% de sulfeto no líquido e 44% de H_2S no biogás (em relação à etapa I), indicando que a remoção de sulfeto pode ter ocorrido a partir da desnitrificação autotrófica (REYES-AVILA *et al.*, 2004; ZHANG *et al.*, 2018). A produção de metano diminuiu 19% em relação a etapa I, evidenciando que houve um desvio nas rotas metabólicas da digestão anaeróbia, das arqueas metanogênicas para as bactérias desnitrificantes heterotróficas, isso porque a remoção de DQO aumentou, mas a produção de metano diminuiu (SHOW *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2017; HUANG, *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2018).

Com o aumento da concentração de nitrato na etapa III ($\sim 0,17 \text{ g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), a eficiência de remoção de sulfato permaneceu em torno de 56%, e aumentou a eficiência de remoção de sulfeto no líquido para 80%, embora tenha diminuído para 33% no biogás (em relação à etapa I). Mesmo assim, provavelmente, a desnitrificação autotrófica continuou ocorrendo de forma efetiva nessa etapa, pois, praticamente, todo o nitrato afluente foi utilizado por bactérias desnitrificantes autotróficas (SHOW *et al.*, 2013; HUANG, *et al.*, 2017). A remoção de DQO se manteve praticamente a mesma da etapa II.

Na etapa IV ($0,25 \text{ g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), a eficiência de remoção de sulfato teve um leve acréscimo ao se comparar com as etapas anteriores, atingindo uma média de 59%. Nessa etapa, foi identificada a maior eficiência de remoção de sulfeto dissolvido (93%) e H_2S (67%). Isso se deve ao fato de que essa etapa foi a que teve maior disponibilidade de nitrato, o qual foi consumido quase totalmente (99%) pelas bactérias desnitrificantes. Em nenhuma etapa, houve acúmulo de nitrito. A alta concentração de nitrato não prejudicou a remoção de DQO que alcançou uma das maiores remoções entre as etapas estudadas (94%), isso porque a desnitrificação heterotrófica acaba ajudando um pouco no consumo do substrato (SHOW *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2018). Porém, diminuiu a produção de metano no biogás em 41%, enquanto a concentração de ar ($\text{O}_2 + \text{N}_2$) no biogás aumentou 60% em comparação com a etapa I (anaeróbia). A explicação para a diminuição do metano é que houve um indício do desvio de rota da metanogênese para a desnitrificação heterotrófica, pois, quando a remoção de DQO é a mesma e não está sendo convertida em metano, provavelmente está sendo utilizada na desnitrificação (SHOW, 2013). Este fato também pode ser comprovado através do aumento de 60% do ar, que é resultado principalmente do N_2 resultante da desnitrificação, tanto autotrófica quanto heterotrófica (SHOW *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2017; HUANG, *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2018).

Ao se avaliar uma concentração de nitrato menor na etapa V ($\sim 0,04 \text{ g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), a eficiência de remoção de sulfato permaneceu em torno de 60%, e diminuiu a eficiência de remoção de sulfeto no líquido para 73% (20% menor que a eficiência alcançada com a maior concentração de nitrato testada), diminuindo também a eficiência H_2S no biogás para 22% (em relação à etapa I). A produção de metano no biogás foi maior, aproximando-se dos valores encontrados na etapa I. Assim, isso é mais uma evidência que reforça a competição por substrato e desvio de rota da metanogênese para desnitrificação (SHOW, 2013; ZHANG *et al.*, 2018).

Tabela 2: Desempenho operacional do reator.

Etapa		I	II	III	IV	V	VI
Nitrato (mg·L ⁻¹)		-	~80	~170	~250	~40	-
DQO	Afluente (mg·L ⁻¹)	1051 (112)	918 (101)	1135 (190)	1139 (91)	1119 (157)	1228 (141)
	Efluente (mg·L ⁻¹)	113 (40)	63 (26)	74 (27)	65 (27)	67 (34)	56 (20)
	Eficiência (%)	89 (4)	93 (3)	93 (4)	94 (2)	94 (3)	95 (2)
SO₄²⁻	Afluente (mg·L ⁻¹)	115 (11)	126 (12)	122 (16)	147 (6)	155 (12)	151 (8)
	Efluente (mg·L ⁻¹)	52 (4)	57 (16)	52 (11)	55 (14)	62 (17)	55 (4)
	Eficiência (%)	55 (9)	54 (13)	56 (10)	59 (15)	60 (10)	65 (4)
S²⁻	Efluente (mg·L ⁻¹)	15 (3)	4 (2)	3 (1)	1 (1)	4 (1)	24 (4)
	Afluente (mg·L ⁻¹)	63 (3)	64 (9)	71 (15)	59 (7)	56 (7)	79 (9)
NH₄⁺	Efluente (mg·L ⁻¹)	60 (4)	61 (11)	63 (13)	53 (7)	55 (3)	77 (8)
	Afluente (mg·L ⁻¹)	-	84 (11)	174 (12)	244 (44)	42 (12)	-
NO₃⁻	Efluente (mg·L ⁻¹)	-	13 (9)	1 (4)	1 (3)	0 (0)	-
	Eficiência (%)	-	97 (7)	99 (3)	99 (1)	100 (0)	-
pH	Afluente	7,8 (0,2)	7,8 (0,2)	7,5 (0,2)	7,9 (0,2)	7,9 (0,1)	7,8 (0,2)
	Efluente	7,5 (0,2)	7,8 (0,3)	7,3 (0,2)	7,8 (0,3)	7,9 (0,2)	7,6 (0,2)
Alcalinidade total	Efluente (mg·L ⁻¹)	707 (71)	814 (65)	899 (49)	922 (38)	797 (45)	766 (59)
H₂S	Biogas (mL·d ⁻¹)	9 (3)	5 (2)	6 (2)	3 (3)	7 (1)	9 (2)
CH₄	Biogas (L·d ⁻¹)	2,7 (0,5)	2,2 (0,4)	2,2 (1,4)	1,6 (1,1)	2,5 (0,6)	2,6 (0,1)
Ar (O₂ + N₂)	Biogas (L·d ⁻¹)	0,2 (0,1)	0,1 (0,2)	0,8 (0,5)	0,8 (0,5)	0,1 (0,3)	0,1 (0,1)

O desvio padrão é exibido entre parênteses.

*As eficiências de remoção de sulfeto dissolvido e H₂S citadas no texto foram obtidas através da média de cada etapa (II, III, IV, V e VI), comparando-se sempre com a etapa I (anaeróbia).

Para a última etapa (etapa VI), cessou-se a adição de nitrato para verificar se as condições anaeróbias sulfetogênicas se reestabeleciam novamente no reator. A remoção de sulfato aumentou para 65%, sendo que a produção de sulfeto aumentou 9% em comparação com a etapa I (anaeróbia). A maior produção de sulfeto na etapa VI, possivelmente, se deu pela ocorrência da redução do enxofre elementar que ficou preso no lodo ou nas paredes do reator. Isso porque, a adição de NO_3^- acarreta no acúmulo de intermediários de enxofre (por exemplo, S^0 ou $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), resultando em um aumento da produção de H_2S após a interrupção da adição do nitrato (Auguet, 2016). A produção de CH_4 foi praticamente a mesma da etapa I, ou seja, ao interromper a adição de nitrato, o reator rapidamente se reestabelece, voltando a prevalecer as rotas metabólicas da digestão anaeróbia, onde os produtos finais encontrados são metano, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio.

Por fim, de acordo com os resultados de pH e alcalinidade total, pode-se inferir que o reator se mostrou estável em todas as etapas do experimento, assim como não houve variação significativa da eficiência de remoção de DQO entre as etapas.

CONCLUSÕES

A adição de nitrato teve impacto positivo na remoção de sulfeto dissolvido e gasoso no tratamento anaeróbio. Dentre as concentrações de nitrato testadas, a que teve maior eficiência de remoção foi $0,25 \text{ gNO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ (93% de sulfeto dissolvido e 67% de sulfeto de hidrogênio). O nitrato aumentou a remoção de DQO, porém diminuiu a produção de metano no biogás em 41%.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer o apoio obtido das seguintes instituições: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto - INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22a. ed. Washington: American Public Health Association.
2. ATSRD – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for hydrogen sulfide, Atlanta, 2006.
3. AUGUET, H. O., 2016. Sulfide and methane production in anaerobic sewer pipes: from microbial community characterization to effective mitigation strategies. Universitat de Girona. Institut Català de Recerca de l'Aigua. 139 p.
4. CARVALHO, G. R., 2013. Toxicity of species of sulphur in anaerobic reactor treating domestic wastewater. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. v. 6, p. 29-41.
5. CHEN C, ZHANG R, XU X, FANG N, WANG A, REN N, LEE D., 2017. Enhanced performance of denitrifying sulfide removal process at high carbon to nitrogen ratios under micro-aerobic condition. Bioresource Technology; 232: 417-422.
6. CHEN C, REN NQ, WANG AJ, YU ZG, LEE DJ. 2008. Simultaneous biological removal of sulfur, nitrogen and carbon using EGSB reactor. Appl Microbiol Biotechnol; 78:1057–63.
7. CHEN C, WANG AJ, REN NQ, LEE DJ, LAI JY. 2009. High-rate denitrifying sulfide removal process in expanded granular sludge bed reactor. Bioresour Technol; 100:2316–9.
8. CHEN C, REN NQ, WANG AJ, LIU LH, LEE DJ. 2010. Functional consortium for denitrifying sulfide removal process. Appl Microbiol Biotechnol; 86:353–8.
9. CHEN, L.; HUANG, J.; YANG, C. Absorption of H_2S in NaOCl caustic aqueous solution. Environmental Progress, v. 20, n.3, p. 175-181, 2001.
10. CHOI, D-Y.; LEE, J-W.; JANG, S-C.; AHN, B-S, CHOI, D-K. Adsorption dynamics of hydrogen sulfide in impregnated activated carbon bed. Adsorption, v.14, n. 4-5, p. 533-538, 2008.

11. DOS SANTOS, A. B. Aplicação conjunta de tratamento anaeróbico termofílico por lodo granular e de mediadores redox na remoção de cor de águas residuárias têxteis. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, p. 253-259, 2005.
12. FIRMINO, P. I. M. Tratamento anaeróbico e microaeróbico de águas sintéticas contaminadas com BTEX. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, p. 168, 2013.
13. FURUMAI H, TAGUI H, FUJITA K. 1996. Effects of pH and alkalinity on sulfur-denitrification in a biological granular filter. Water Sci Technol; 34:355–62.
14. HUANG, C., *et al.*, 2017. Elemental sulfur recovery and spatial distribution of functional bacteria and expressed genes under different carbon/nitrate/sulfide loadings in up-flow anaerobic sludge blanket reactors. Journal of Hazardous Materials; v.324, p. 48-53.
15. KIM E, BAE J. 2000. Alkalinity requirement and the possibility of simultaneous heterotrophic denitrification during sulfur-utilizing autotrophic denitrification. Water Sci. Technol; 42:233–8.
16. LUPATINI, G., *et al.*, 2007. Monitoramento de odores de estação de tratamento de esgoto anaeróbico em Quatro Barras/PR. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais... Belo Horizonte.
17. MORALES, M., *et al.*, 2012. Biofiltration of hydrogen sulfide by *Sulfolobus metallicus* at high temperatures. Water Science & Technology, vol. 66, p. 1958-1961.
18. OLIVEIRA, C. J. S., 2013. Avaliação da microaeração na eficiência, estabilidade operacional, qualidade do biogás e controle de odor em sistemas anaeróbios de tratamento. 105p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
19. SOUSA, M. R. Análise integrada da tecnologia microaeróbia como estratégia de dessulfurização *in-situ*. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, p. 152, 2016.
20. RAMÍREZ, M., GÓMEZ, J.M.; AROCA, G.; CANTERO, D. Removal of hydrogen sulfide by immobilized *Thiobacillus thioiparus* in a biotrickling filter packed with polyurethane foam. Bioresource Technology, v.100, n. 21, p. 4989-4995, 2009.
21. SHOW, K. Y., LEE, D. J., PAN, X. 2013. Simultaneous biological removal of nitrogen–sulfur–carbon: Recent dvances and challenges. Biotechnology Advances. v.31, p.409–420.
22. SUBTIL, E. L.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F., 2012. Sulfate and dissolved sulfide variation under low COD/Sulfate ratio in Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) treating domestic wastewater. Ambi-Agua, v. 7, n. 1, p. 130-139.
23. REYES-AVILA J, RAZO-FLORES E, GOMEZ J. 2004. Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification. Water Res; 38:3313–21.
24. WANG AJ, DU DZ, REN NQ, VAN GROENESTIJN JW. 2005. An innovative process of simultaneous desulfurization and denitrification by *Thiobacillus* denitrification. J Environ Sci Health A; 40:1939–49.
25. ZHANG, S., BAO, R., LU, J., SANG, W. Simultaneous sulfide removal, nitrification, denitrification and electricity generation in three-chamber microbial fuel cells. Separation and Purification Technology, v.195 p.314–321, 2018.
26. ZHANG, J., *et al.*, 2013. Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe (III) e Reducing conditions. WATER RESEARCH, v. 47, p. 2033-2040.
27. ZHANG, L., *et al.*, 2012. Dynamic response of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms to ferric dosing. J. Environ. Eng. 138 (4), p. 510-517.