

II-074 - OTIMIZAÇÃO DA MICROAERAÇÃO EM REATOR UASB PARA REMOVER HIDROCARBONETOS MONOAROMÁTICOS

João Paulo da Silva Siqueira⁽¹⁾

Tecnólogo em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Federal de Alagoas. Doutorando em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará.

Andrey Marcos Pereira

Bolsista de iniciação científica no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN, UFC). Graduando em Engenharia Ambiental (UFC).

Amanda Meneses Dutra

Bolsista de iniciação científica no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN, UFC). Graduanda em Engenharia Química (UFC).

Paulo Igor Milen Firmino

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

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.

Endereço⁽¹⁾: Avenida Humberto Monte, sn - Pici - Fortaleza - CE - CEP: 60.455-900- Brasil - Tel: (85) 3366-9628 - e-mail: jpsiqueira.ce@gmail.com

RESUMO

A biodegradação anaeróbia de hidrocarbonetos aromáticos apresenta uma cinética de degradação mais lenta em comparação com sistemas aeróbios. Entretanto, nesses sistemas, o processo de volatilização pode representar valores relevantes de remoção desses compostos, transferindo os poluentes do líquido para o ar. O uso de microaeração, em sistemas anaeróbios, tem se mostrado como uma boa opção para melhorar a sua capacidade de remoção de BTEX de águas contaminadas de forma relativamente econômica e com uma emissão de compostos orgânicos voláteis (VOCs) praticamente negligenciável em relação aos tradicionais processos aeróbios. Assim, foram avaliadas diferentes vazões de microaeração ($0,5\text{--}2\text{ mL ar}\cdot\text{min}^{-1}$), assim como o ponto de aplicação e a influência da recirculação do líquido na degradação de BTEX ($\sim 4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cada composto) em reator anaeróbio (TDH = 24 h) de forma a otimizar o processo. A adição de baixas concentrações de ar garantiu elevadas eficiências de remoção ($> 75\%$) para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo os melhores resultados obtidos para a vazão de $1\text{ mL ar}\cdot\text{L}^{-1}$, especificamente para o benzeno, para o qual houve um aumento de 30% na eficiência de remoção em relação à etapa anaeróbia. A remoção dos compostos BTEX é majoritariamente resultante de atividade microbiológica, já que a fração desses hidrocarbonetos no biogás devido à volatilização é mínima ($\sim 0,02\%$), mesmo quando o sistema foi submetido à maior vazão de microaeração ($2\text{ mL ar}\cdot\text{min}^{-1}$).

PALAVRAS-CHAVE: BTEX, microaeração, reator UASB.

INTRODUÇÃO

Os hidrocarbonetos aromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros do xileno (BTEX) são os principais componentes aromáticos da gasolina (VARJANI, 2017; VARJANI; UPASANI, 2017). Devido à sua baixa solubilidade em água e sua toxicidade aguda e genotoxicidade (PRENAFETA-BOLD *et al.*, 2004), os BTEX são classificados como poluentes prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (OTENIO *et al.*, 2005). Devido às sequências de vazamentos acidentais de gasolina e vazamentos dos tanques das estações de serviço, elas são fontes primárias de contaminação de aquíferos (CORSEUIL *et al.*, 2011).

A remediação dos locais contaminados por benzeno é desejável para evitar riscos à saúde pública. A biorremediação, que se espera que seja uma abordagem econômica, eficiente no uso de energia e ambientalmente correta em relação a outros processos de remediação, como os químicos ou físicos, foi desenvolvida como uma

técnica útil de limpeza. A biorremediação aeróbia do benzeno geralmente exibe uma taxa de degradação mais rápida do que os sistemas anaeróbios (CORSEUIL *et al.*, 1998). No entanto, quando o solo e a água subterrânea estão contaminados com benzeno, zonas anaeróbias extensivas são frequentemente desenvolvidas (LOVLEY, 1997). Como resultado, a biorremediação anaeróbia pode ser mais apropriada para limpar alguns locais contaminados com benzeno.

Recentemente, sistemas anaeróbios com finalidade de remoção de compostos BTEX têm sido estudados na presença de micro vazões de ar para melhorar a remoção desses hidrocarbonetos em águas contaminadas (FIRMINO *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2015), auxiliando o processo enzimático, já que a biodegradação de BTEX envolve uma série de etapas utilizando diferentes enzimas (VARJANI, 2017; VARJANI; UPASANI, 2017). Por meio da microaeração, espera-se que um átomo de oxigênio seja incorporado no hidrocarboneto aromático pela ação enzimática de mono-oxigenases, enquanto o outro átomo de oxigênio é reduzido a água (VARJANI; UPASANI, 2017).

Assim, sob tais condições, denominadas microaeróbias, alguns microrganismos utilizam oxigênio apenas para introduzir grupos hidroxila no anel aromático como nas rotas aeróbias clássicas, enquanto a sua clivagem acontece por meio de rotas metabólicas anaeróbias (CHAKRABORTY; COATES, 2004; FUCHS, 2008). Além disso, baixas concentrações de oxigênio suprimem a atividade enzimática de dioxigenases, impedindo a degradação por respiração aeróbia, pois não há oxigênio suficiente para atuar como acceptor de elétrons (YERUSHALMI *et al.*, 2001).

Dessa forma, a presente pesquisa avaliou o efeito de diferentes vazões de microaeração na degradação microaeróbia de BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), em águas contaminadas sintéticas, por meio de reator UASB, bem como a influência do ponto de microaeração e da recirculação do efluente na eficiência do sistema.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento em fluxo contínuo foi realizado em um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, *up-flow anaerobic sludge blanket*), em escala laboratorial (volume útil de 2,2 L), feito a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto (Reator BTEX). O reator foi inoculado com 10% de seu volume útil com lodo anaeróbio ($\sim 49 \text{ g SSV} \cdot \text{L}^{-1}$) de um reator UASB que tratava esgoto doméstico (Fortaleza, Ceará, Brasil).

Água contaminada sintética

A água contaminada sintética consistia de uma solução aquosa contendo BTEX ($\sim 4,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cada composto), ou seja, benzeno (99,5%, Dinâmica Química, Brasil), tolueno (99,5%, Vetec, Brasil), etilbenzeno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA), o-xileno (98,0%, Fluka, EUA), m-xileno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA) e p-xileno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA), um co-substrato ($1 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$), meio basal (macro e micronutrientes) e um tampão. O co-substrato era o etanol (99,8%, Dinâmica, Brasil), e o meio basal era preparado de acordo com (FIRMINO *et al.*, 2015). 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.

O afluente era armazenado a aproximadamente 5°C em embalagem fabricada em polietileno de alta densidade e alto peso molecular (HDPE), recomendado pela norma da ABNT NBR 15594-1-2008 para armazenamento e transporte de combustível. A fim de evitar a volatilização de BTEX para o meio externo e manter o equilíbrio da fração volátil, o tanque de alimentação foi mantido fechado e, com auxílio de uma agulha, foi favorecido e equilíbrio de pressão do recipiente. O reator foi alimentado por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) e operado à temperatura ambiente de aproximadamente 27°C . O biogás produzido era coletado e medido por um medidor de gás previamente calibrado (método de deslocamento de líquido).

O sistema de microaeração foi montado a partir de um cilindro de 1 m^3 contendo ar sintético com proporções de $20\% \pm 0,5\%$ e $80\% \pm 0,5\%$ de oxigênio e nitrogênio, respectivamente (White Martins, Brasil). O ar foi injetado no reator com auxílio de um controlador de fluxo de massa com ajuste de 0 a $20 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ (GFC17, Aalborg, EUA).

Procedimento experimental

O experimento foi dividido em sete etapas. Inicialmente, os reatores foram operados sob condições anaeróbias, e a recirculação ligada (etapa I). Em seguida, após os reatores atingirem estabilidade operacional, ar sintético passou a ser inserido nas tubulações de alimentação, sendo testadas diferentes vazões de microaeração a cada etapa subsequente, ponto de aplicação de ar e a influência da recirculação. Na etapa II, foi inserido $1 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0,140 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação); na etapa III, a vazão de ar foi reduzida pela metade ($0,068 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação); e, na etapa IV, a vazão de ar foi de $2 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0,274 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação). Em seguida, na etapa V, foi alterado o ponto de aplicação de microaeração, injetando ar no *headspace* com $1 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$. Na etapa VI, foi desligada a recirculação do líquido, e a microaeração retornou a ser injetada na alimentação ($1 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$). Por fim, na etapa VII, os parâmetros operacionais foram idênticos aos da etapa II.

Análises químicas e cromatográficas

As análises de DQO e pH foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os compostos BTEX foram determinados por extração por *headspace* estático (Triplus HS, Thermo Scientific, USA) seguido de cromatografia gasosa com detecção por ionização de chama (HS-GC-FID, *headspace-gas chromatography-flame ionization detection*) (Trace GC Ultra, Thermo Scientific, USA) segundo Carneiro *et al.* (2014). Todas as amostras (10 mL) eram previamente diluídas com água ultrapura (Milli-Q system, EMD Millipore, USA) diretamente em *vials* de vidro borossilicato para *headspace* (20 mL) (Supelco, EUA), os quais eram, em seguida, selados com septos de PTFE/silicone e lacres de alumínio (Supelco, EUA).

Além da análise de hidrocarbonetos na massa líquida, a presente pesquisa estudou a fração de compostos BTEX que volatilizou e esteve presente no biogás. Para tal análise, com auxílio de uma micro seringa *Gastight*, foram coletadas amostras de 0,5 mL do biogás, por meio de septo de amostragem no *headspace* do reator, e analisadas com parâmetros semelhantes aos citados anteriormente no mesmo cromatógrafo, contudo com injeção manual.

RESULTADOS

O sistema em estudo foi operado por aproximadamente 9 meses. Após apresentada qualidade estável do efluente, outra etapa foi iniciada. A Tabela 1 mostra os parâmetros do afluente e do efluente coletados durante o período para o monitoramento dos compostos BTEX e a eficiência de remoção.

Sob condições anaeróbias (etapa I), os compostos mais recalcitrantes foram o benzeno e o tolueno, com eficiências de remoção de 54,1% e 69,1%, respectivamente, enquanto os isômeros do xileno apresentaram eficiências acima de 75%.

Posteriormente, com o início das etapas com microaeração (etapas II, III e IV), os resultados observados apresentaram aumento na eficiência para todos os compostos aromáticos em comparação com a etapa I. Assim, de forma considerável, o benzeno teve sua eficiência de remoção aumentada em mais de 30% da etapa I para a II com $1 \text{ mL ar} \cdot \text{L}^{-1}$. Na etapa III, quando a injeção de ar sintético foi reduzida pela metade, ainda apresentou um aumento de mais de 21% em comparação com a etapa anaeróbia. No entanto, na etapa em que a injeção de ar sintético chegou a $2 \text{ mL ar} \cdot \text{L}^{-1}$, a remoção praticamente apresentou valor quase semelhante ao da etapa II.

Os demais compostos apresentaram eficiências de remoção relevantes sempre acima de 80% atingindo, de modo geral, os melhores valores na etapa II. Dessa forma, foi constatado que, para esse ensaio, a vazão de ar sintético que melhor apresentou respostas em relação a eficiência foi a de $1 \text{ mL ar} \cdot \text{L}^{-1}$ e que, mesmo com uma dosagem maior de ar sintético na etapa IV, as eficiências ficaram praticamente estáveis em comparação com a etapa II, apresentando, possivelmente, um menor custo de implementação.

A etapa V avaliou um ponto diferente de microaeração, no *headspace*. Foi verificado um decréscimo na eficiência de remoção dos compostos monoaromáticos nessa etapa. Praticamente, todos os compostos

retornaram às eficiências apresentadas na etapa I, quando o reator estava sendo operado em anaerobiose total, salvo o tolueno, com remoção, na etapa atual, de 80,6%, 13,3% acima da etapa I (Tabela 4).

Estudos com remoção de H_2S de reatores anaeróbios apontam que o *headspace*, na interface gás-líquido, é o melhor ponto de microaeração para remoção desse composto. Aplicando ar no *headspace* do reator, o oxigênio pode reagir diretamente com o sulfeto de hidrogênio gasoso, e, portanto, a quantidade de ar necessária por cada quantidade dada de sulfeto de hidrogênio é minimizada. Os resultados de análises microbianas revelam que as populações de microrganismos oxidadores de sulfeto crescem principalmente nas paredes do *headspace* ou na interface gás-líquido, sugerindo que a oxidação biológica do sulfeto ocorre nesse local (DÍAZ *et al.*, 2011; KRAYZELOVA *et al.*, 2015; RAMOS; PÉREZ; FDZ-POLANCO, 2014).

Contudo, na remoção de BTEX, o contato dos microrganismos com os substratos é crucial porque o passo inicial da degradação de hidrocarbonetos (alifáticos e aromáticos) é geralmente mediado por reações de oxidação catalisadas por oxigenases associadas à superfície celular. Logo, a remoção dos compostos BTEX ocorre na manta de lodo, iniciando com a ruptura do anel aromático (VARJANI, 2017; VARJANI; UPASANI, 2017).

Tabela 1. Concentração afluente e efluente de BTEX e eficiência de remoção

Etapa		I	II	III	IV	V	VI	VII
Local da injeção de Ar		-	Linha de alimentação	Linha de alimentação	Linha de alimentação	Headspace	Linha de alimentação	Linha de alimentação
Vazão de ar (mL ar.min ⁻¹)		-	1	0,5	2	1	1	1
Q(O ₂)/Q(alimen.) (L O ₂ .L ⁻¹ alimen.)		-	0,14	0,07	0,27	-	0,14	0,14
Q rec.(L.dia ⁻¹)		0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	-	0,72
Benzeno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,27 (0,17)	4,16 (0,20)	4,17 (0,18)	4,34 (0,24)	4,26 (0,20)	4,19 (0,17)	4,47 (0,26)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,93 (0,09)	0,67 (0,05)	1,00 (0,05)	0,73 (0,08)	1,71 (0,12)	1,14 (0,12)	0,75 (0,04)
	Eficiência (%)	54,9 (1,21)	83,9 (1,41)	75,9 (0,89)	83,1 (2,29)	59,8 (2,29)	72,7 (3,62)	83,1 (1,30)
Tolueno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,58 (0,18)	4,28 (0,14)	4,27 (0,14)	4,45 (0,34)	4,42 (0,18)	4,30 (0,13)	4,39 (0,28)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,50 (0,13)	0,49 (0,08)	0,81 (0,03)	0,46 (0,11)	0,86 (0,08)	0,44 (0,07)	0,29 (0,13)
	Eficiência (%)	67,3 (2,39)	88,6 (2,00)	81,1 (0,95)	89,9 (1,80)	80,6 (1,71)	89,8 (1,92)	93,3 (3,03)
Etilbenzeno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,38 (0,24)	4,29 (0,22)	4,30 (0,17)	4,11 (0,28)	4,12 (0,23)	4,18 (0,19)	4,20 (0,18)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	0,81 (0,04)	0,40 (0,06)	0,65 (0,03)	0,50 (0,07)	0,84 (0,04)	0,42 (0,11)	0,39 (0,05)
	Eficiência (%)	81,4 (1,11)	90,6 (1,28)	85,0 (0,92)	87,9 (1,44)	79,6 (1,20)	89,1 (3,30)	90,6 (1,27)
m,p- Xilenos	Afluente (mg.L ⁻¹)	9,22 (0,36)	9,15 (0,26)	9,39 (0,36)	9,08 (0,39)	9,28 (0,33)	9,03 (0,19)	8,88 (0,46)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,65 (0,12)	0,95 (0,12)	1,00 (0,06)	1,11 (0,13)	1,88 (0,21)	0,93 (0,10)	0,93 (0,08)
	Eficiência (%)	82,1 (1,27)	89,6 (1,49)	89,4 (0,67)	87,8 (1,44)	79,7 (2,26)	76,1 (1,10)	89,5 (1,02)
o-Xileno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,60 (0,25)	4,69 (0,12)	4,49 (0,31)	4,71 (0,19)	4,58 (0,16)	4,56 (0,13)	4,70 (0,16)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,14 (0,07)	0,64 (0,08)	0,73 (0,04)	0,80 (0,05)	1,14 (0,13)	1,17 (0,04)	0,63 (0,02)
	Eficiência (%)	75,2 (2,09)	86,3 (1,71)	83,5 (1,81)	83,0 (1,45)	75,2 (2,73)	74,0 (1,53)	86,5 (0,84)

Na etapa VI, a microaeração voltou a ser aplicada junto a tubulação de alimentação, e, para avaliar a ação da recirculação do líquido no desempenho de remoção de BTEX do reator, a bomba de recirculação do UASB foi desligada.

Comparando as eficiências dos hidrocarbonetos com a etapa II (microaeração e recirculação), apenas o tolueno e o etilbenzeno não tiveram suas eficiências alteradas com a ausência da recirculação. Entretanto, observando a Tabela 1, as eficiências dos demais compostos diminuíram consideravelmente (11-14%). Ressalta-se que, na etapa VI, as eficiências médias de remoção dos xilenos foram, até mesmo, menores que as da etapa I (anaeróbia), sendo os menores valores registrados para esses compostos durante todo o experimento.

Ainda que tenham ocorrido variações em alguns parâmetros operacionais do reator, este se manteve estável durante todo o experimento. De fato, ao retornar a condições operacionais similares às da etapa II (etapa VII), a qual apresentou os melhores resultados de remoção de BTEX, foram obtidas eficiências semelhantes às daquela etapa para todos os compostos, com exceção do tolueno, o qual apresentou acréscimo de quase 5% na etapa VII. Tal observação reforça a importância da recirculação na remoção microaeróbia de BTEX e indica que as diferenças observadas no desempenho do reator, durante as diferentes etapas experimentais, eram decorrentes das modificações operacionais realizadas no sistema e não de uma provável adaptação da microbiota ao longo do tempo.

Esses resultados são explicados na literatura, pois, sob condições aeróbias, o oxigênio é utilizado não apenas comoceptor terminal de elétrons, mas também na ativação enzimática inicial de compostos aromáticos, ou seja, o oxigênio é incorporado no anel aromático por meio de reações catalisadas por mono- ou dioxigenases. Assim, sob tais condições, a ativação bioquímica de hidrocarbonetos aromáticos consiste em introduzir um ou mais grupos hidroxila no anel aromático (monohidroxilação por meio de mono-oxigenases ou di-hidroxilação por meio de dioxigenases) de forma a promover a sua clivagem (FUCHS, 2008; WEELINK; VAN EEKERT; STAMS, 2010).

Por outro lado, sob condições microaeróbias, alguns microrganismos utilizam oxigênio apenas para introduzir grupos hidroxila no anel aromático como nas rotas aeróbias clássicas, já que a sua clivagem acontece por meio de rotas metabólicas anaeróbias (FUCHS, 2008). Além disso, baixas concentrações de oxigênio suprimem a atividade enzimática de dioxigenases (YERUSHALMI *et al.*, 2001). Logo, a biotransformação, por exemplo, de benzeno a fenol e, posteriormente, a catecol (ABU LABAN *et al.*, 2010; DOU *et al.*, 2010; YERUSHALMI *et al.*, 2001); e de tolueno a meta-cresol e, em seguida, a 3-metil catecol (FOWLER *et al.*, 2012; HAMED *et al.*, 2003; OTENIO *et al.*, 2005) é catalisada por mono-oxigenases.

Por meio da análise de BTEX presente no biogás, foi constatado que houve uma variação no comportamento entre os próprios hidrocarbonetos. Sugere-se que a aplicação da microaeração na manta de lodo não teve efeito positivo na redução dos níveis de xilenos (todos os isômeros) presente no biogás, como mostra a Tabela 2. Avaliando os hidrocarbonetos no biogás do reator, o benzeno, seguido do tolueno e, por último, o etilbenzeno apresentaram as menores concentrações no biogás após a introdução da microaeração, ressaltando a etapa 2 como melhor dosagem de ar na operação do sistema. Dessa forma, comparando com a carga afluente, aproximadamente 0,02% de hidrocarbonetos estava presente no biogás, indicando que muito provavelmente, a remoção era, principalmente, resultado de atividade microbiológica e não apenas uma transferência da fase líquida para a gasosa (*stripping*).

Tabela 2. Carga de BTEX no biogás.

Etapa	Benzeno ($\mu\text{g.dia}^{-1}$)	Tolueno ($\mu\text{g.dia}^{-1}$)	Etilbenzeno ($\mu\text{g.dia}^{-1}$)	m,p-Xilenos ($\mu\text{g.dia}^{-1}$)	o-Xileno ($\mu\text{g.dia}^{-1}$)
Etapa I	0,96 (0,10)	0,71 (0,18)	0,95 (0,08)	1,75 (0,11)	1,11 (0,09)
Etapa II	0,90 (0,16)	0,04 (0,03)	0,71 (0,19)	0,91 (0,23)	0,80 (0,24)
Etapa III	1,20 (0,07)	0,54 (0,21)	0,97 (0,18)	1,45 (0,30)	0,84 (0,18)
Etapa IV	1,60 (0,49)	0,19 (0,06)	2,06 (0,44)	0,91 (0,75)	1,91 (1,08)
Etapa V	0,70 (0,43)	<LD	<LD	0,12 (0,20)	0,23 (0,19)
Etapa VI	0,40 (0,07)	0,01 (0,04)	0,05 (0,07)	2,49 (0,71)	0,80 (0,20)
Etapa VII	0,25 (0,05)	<LD	0,25 (0,10)	1,82 (0,21)	0,06 (0,08)

Ao avaliar o sistema de tratamento empregado nesta pesquisa, percebeu-se que a introdução da microaeração não afetou significativamente a eficiência na remoção de DQO. Nesse sentido, eficiências de remoção de DQO próximas a 80% foram obtidas durante todo o experimento.

CONCLUSÕES

A adição de baixas concentrações de oxigênio ($0,5\text{--}2\text{ mL ar}\cdot\text{L}^{-1}$) garantiu elevadas eficiências de remoção ($> 75\%$) para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo os melhores resultados obtidos para a vazão de $1\text{ mL ar}\cdot\text{L}^{-1}$, especificamente para o benzeno, para o qual houve um aumento de 30% na eficiência de remoção em relação à etapa anaeróbia e que o melhor ponto para microaeração é junto da alimentação do sistema.

Foi constatado ainda que, na ausência de recirculação do líquido no sistema de tratamento, os compostos que mais sofreram influência negativa foram os isômeros dos xilenos e o benzeno.

A perda de BTEX por *stripping* foi considerada negligenciável mesmo nas fases microaeróbias, comprovando a remoção biológica dos referidos compostos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABU LABAN, N. *et al.* Identification of enzymes involved in anaerobic benzene degradation by a strictly anaerobic iron-reducing enrichment culture. **Environmental Microbiology**, v. 12, n. 10, p. 2783–2796, 2010.
2. CARNEIRO, P. M. *et al.* Multivariate optimization of headspace-GC for the determination of monoaromatic compounds (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes) in waters and wastewaters. **Journal of Separation Science**, v. 37, n. 3, p. 265–271, 2014.
3. CHAKRABORTY, R.; COATES, J. D. Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 64, n. 4, p. 437–446, 2004.
4. CORSEUIL, H. X. *et al.* The influence of the gasoline oxygenate ethanol on aerobic and anaerobic BTX biodegradation. **Water Research**, v. 32, n. 7, p. 2065–2072, 1998.
5. CORSEUIL, H. X. *et al.* BTEX plume dynamics following an ethanol blend release: Geochemical footprint and thermodynamic constraints on natural attenuation. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 8, p. 3422–3429, 2011.
6. DÍAZ, I. *et al.* Effect of oxygen dosing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p. 3768–3775, 2011.
7. DOU, J. *et al.* Anaerobic benzene biodegradation by a pure bacterial culture of *Bacillus cereus* under nitrate reducing conditions. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 709–715, 2010.
8. FIRMINO, P. I. M. *et al.* Understanding the anaerobic BTEX removal in continuous-flow bioreactors for ex situ bioremediation purposes. **Chemical Engineering Journal**, v. 281, p. 272–280, 2015.
9. FIRMINO, P. I. M. *et al.* Applicability of Microaerobic Technology to Enhance BTEX Removal from Contaminated Waters. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, p. 1–13, 2017.
10. FOWLER, S. J. *et al.* Methanogenic toluene metabolism: Community structure and intermediates. **Environmental Microbiology**, v. 14, n. 3, p. 754–764, 2012.
11. FUCHS, G. Anaerobic metabolism of aromatic compounds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1125, p. 82–99, 2008.
12. HAMED, T. A. *et al.* Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene and phenol mixtures. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 1, p. 27–35, 2003.
13. KRAYZELOVA, L. *et al.* Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 14, n. 4, p. 703–725, 2015.
14. LOVLEY, D. R. Potential for anaerobic bioremediation of BTEX in petroleum-contaminated aquifers. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 18, n. 2–3, p. 75–81, 1997.
15. OTENIO, M. H. *et al.* Benzene, toluene and xylene biodegradation by *Pseudomonas putida* CCM 852. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 36, n. 3, p. 258–261, 2005.
16. PRENAFETA-BOLD, F. X. *et al.* Bioremediation of BTEX hydrocarbons : Effect of soil inoculation with the toluene-growing fungus *Cladophialophora* sp . strain T1. **Biodegradation**, v. 15, p. 59–65, 2004.
17. RAMOS, I.; PÉREZ, R.; FDZ-POLANCO, M. The headspace of microaerobic reactors: Sulphide-oxidising population and the impact of cleaning on the efficiency of biogas desulphurisation. **Bioresource**

- Technology**, v. 158, p. 63–73, 2014.
18. VARJANI, S. J. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 277–286, 2017.
 19. VARJANI, S. J.; UPASANI, V. N. A new look on factors affecting microbial degradation of petroleum hydrocarbon pollutants. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 120, p. 71–83, 2017.
 20. WEELINK, S. A. B.; VAN EEKERT, M. H. A.; STAMS, A. J. M. Degradation of BTEX by anaerobic bacteria: Physiology and application. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 9, n. 4, p. 359–385, 2010.
 21. WU, C. *et al.* Improving hydrolysis acidification by limited aeration in the pretreatment of petrochemical wastewater. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 256–262, 2015.
 22. YERUSHALMI, L. *et al.* Detection of intermediate metabolites of benzene biodegradation under microaerophilic conditions. **Biodegradation**, v. 12, n. 6, p. 379–391, 2001.