

## II-076 - ESTUDO DA BIODEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS BTEX EM REATOR UASB MICROAERADO NA PRESENÇA DE EFLUENTES COM CONCENTRAÇÃO DE SAIS DIFERENTES

**João Paulo da Silva Siqueira<sup>(1)</sup>**

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<sup>(1)</sup>:** Avenida Humberto Monte, sn - Pici - Fortaleza - CE - CEP: 60.455-900- Brasil - Tel: (85) 3366-9628 - e-mail: [jpsiqueira.ce@gmail.com](mailto:jpsiqueira.ce@gmail.com)

### RESUMO

Na presente pesquisa, foi investigada a influência do choque osmótico, com cargas crescentes de NaCl, na remoção microaeróbia de compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) com etanol como substrato, simulando-se uma água salobra contaminada. Utilizou-se um reator do tipo *up-flow anaerobic sludge blanket* (UASB) microaerado operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24h e alimentado com BTEX (~4,3 mg·L<sup>-1</sup> de cada composto) e etanol. Inicialmente o sistema foi operado em Etapa microaeróbia sem adição de sal (Etapa I). Posteriormente, foi adicionado NaCl de forma gradativa, chegando a 1,03% (Etapa II), 1,91% (Etapa III) e 3,42% (Etapa IV) de salinidade. Na Etapa I foram obtidas eficiências de remoção entre 83% a 96% entre os compostos BTEX, sendo o benzeno o composto mais recalcitrante. A adição de NaCl ocasionou decréscimo na eficiência para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo que o tolueno apresentou decréscimo de 7,5% na eficiência da biodegradação, seguido do etilbenzeno, que apresentou pouco mais de 11,4%. Os demais compostos chegaram a apresentar ~17% de decréscimo da eficiência de remoção comparando as Etapas IV e I, respectivamente. Por fim, apesar da redução de eficiência observada, os compostos BTEX apresentaram valores de 65,8%, 88,7%, 78,7%, 72,1% e 69,0% para benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xileno e o-xileno, respectivamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Anaeróbio, BTEX, Microaeração, Salinidade, 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).

O monitoramento da contaminação de águas subterrâneas por hidrocarbonetos provenientes de combustíveis fósseis é investigado há alguns anos bem como algumas técnicas de biorremediação desses compostos do meio

líquido (CORSEUIL *et al.*, 2011; DE NARDI *et al.*, 2005; FIRMINO *et al.*, 2017; MÜLLER *et al.*, 2017). Contudo, as pesquisas citadas anteriormente envolvem águas doces, com baixo teor de sais dissolvidos.

A resolução CONAMA nº 357/2005 além de classificar as águas, diferencia águas em doces, solobras e salinas, classificando as águas salobras como aquelas que apresentam águas com salinidade superior a 0,5‰ e inferior a 30‰. Microrganismos tolerantes ao sal podem ser classificados em três grupos de acordo com a sua concentração de sal ideal para o crescimento: ligeiramente halofílico (1-3‰ m/v); moderadamente halofílico (3-15‰ m/v); e extremamente halofílico (> 15‰ m/v) (VENTOSA; NIETO, 1995).

A salinidade pode afetar negativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica e compostos poluentes por via biológica, uma vez que o NaCl, por exemplo, pode inibir a atividade de algumas espécies bacterianas (GRATTIERI; MINTEER, 2018; MILLE; BENEY; GERVAIS, 2002; SIQUEIRA; WANDERLEY; CALLADO, 2015). O desequilíbrio da concentração de sal dentro da membrana celular das células bacterianas e da solução externa causa uma pressão osmótica. Assim, quando as células bacterianas estão em solução caracterizada por altas concentrações osmóticas, elas podem sofrer desidratação, onde a água que sai da membrana celular leva à morte celular.

Siqueira; Wanderley; Callado (2015) mostraram que o aumento da proporção de água de produção de petróleo (2%, 5%, 8% e 10%), com características de salinidade considerável, em esgoto sanitário sintético com finalidade de tratamento biológico anaeróbio em reator de batelada sequencial operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 22 horas, resultou em uma redução de 73%, 64%, 47% e 23%, respectivamente, na eficiência de remoção de DQO. A inibição do processo anaeróbio foi atribuída ao estresse osmótico causado pela alta salinidade, que chegou a 11,7 gCl·L<sup>-1</sup> na última etapa do experimento.

O acúmulo de sais em biorreatores anaeróbios metanogênicos pode inibir o crescimento de arqueias produtoras de metano, particularmente as metanogênicas hidrogenotróficas e acetoclásticas, reduzindo sua competitividade em relação às bactérias redutoras de sulfato e, portanto, reduzindo a taxa de produção de metano. No entanto, a produção de metano pode ser restaurada com o enriquecimento de arqueias produtoras de metano tolerantes ao sal (WU *et al.*, 2017).

Segundo Adelaja; Keshavarz; Kyazze (2015), a degradação microbiana de compostos aromáticos em ambientes contendo moderadas e elevadas concentrações de sais pode ser alcançada com inóculo enriquecido com microrganismos halotolerantes e halofílicos degradadores de compostos aromáticos (HASSAN; ALY, 2018; SEI; FATHEPURE, 2009), ou com inóculo comum, como os provenientes de estações de tratamento de esgotos, após um período de aclimação (ADELAJA; KESHAVARZ; KYAZZE, 2015; SIQUEIRA; WANDERLEY; CALLADO, 2015). A grande motivação dos pesquisadores envolvidos em estudos de biodegradação é, sem dúvida, a busca de microrganismos versáteis capazes de degradar, de maneira eficiente, uma grande variedade de poluentes a um baixo custo operacional (FIRMINO *et al.*, 2017; LOPES TIBURTUS; PERALTA-ZAMORA; LEAL, 2004; PENDASHTAH; CHAIBAKHSH; AHMADUN, 2018; SIQUEIRA; WANDERLEY; CALLADO, 2015; SURENDRA; MAHALINGAM; VELAN, 2017).

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 aceptor de elétrons (YERUSHALMI *et al.*, 2001).

Contudo, não se tem relatos de investigações avaliando a remoção de BTEX em sistemas microaeróbios tratando águas salobras. Na presente pesquisa, foi investigada a influência do choque osmótico, com cargas

crescentes de NaCl, na remoção microaeróbia de compostos BTEX, simulando-se uma água salobra contaminada.

## 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 ( $\text{NaHCO}_3$ ) na proporção de 1 g de  $\text{NaHCO}_3$  para cada 1 g DQO. Além desses compostos foi adicionado cloreto de sódio (NaCl) para aumentar a salinidade do meio líquido.

O afluente era armazenado a aproximadamente  $5^\circ \text{C}$  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  $27^\circ \text{C}$ . O biogás produzido era coletado e medido por um medidor de gás previamente calibrado (método de deslocamento de líquido).

### Procedimento experimental

O experimento foi dividido em quatro Etapas (Tabela 1). Inicialmente, o reator foi operado sob condições microaeróbias, e a recirculação ligada na presença de BTEX e etanol (Etapa I). Em seguida, após o reator atingir estabilidade operacional, a Etapa II, foi operada com concentração de NaCl de  $0,98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Na Etapa III a concentração de NaCl foi dobrada, chegando a concentração de  $1,82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Por fim, na Etapa IV, a concentração de NaCl adicionada no meio foi de  $3,64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

**Tabela 1. Parâmetros operacionais do reator microaeróbio para diferentes concentrações de salinidade**

Etapa	I	II	III	IV
Dias de operação	22	44	42	45
Microaeração na alimentação ( $\text{mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$ )	1	1	1	1
Relação vazão de $\text{O}_2$ / vazão de alimentação ( $\text{L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação)	0,14	0,14	0,14	0,14
Vazão de recirculação ( $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ )	0,72	0,72	0,72	0,72
Concentração de NaCl ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,15	0,98	1,82	3,64
Etanol ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,5	0,5	0,5	0,5
Benzeno ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4,40	4,22	4,09	4,40
Tolueno ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4,48	4,54	4,19	4,22
Etilbenzeno ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4,12	4,23	4,03	4,24
m,p-Xilenos ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	8,97	9,12	8,86	8,50
o-Xileno ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4,76	4,53	4,23	4,25

O sistema de microaeração foi montado a partir de um cilindro de  $1 \text{ m}^3$  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).

## Análises químicas e cromatográficas

As análises de pH foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), já as análises de DQO foram realizadas segundo metodologia proposta por FREIRE e SANT'ANNA JR (1998), para efluentes com teor considerável de cloretos. A metodologia utilizada para quantificar os ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade foi o método Kapp (BUCHAUER, 1998).

Os compostos BTEX foram determinados por extração por *headspace* estático (Triplus HS, Thermo Scientific, USA) seguido de cromatografia gasosa com detecção por fotoionização (HS-GC-FID, *headspace-gas chromatography-photoionization 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), as quais eram, em seguida, seladas 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 em parâmetros semelhantes citados anteriormente no mesmo cromatógrafo, contudo com injeção manual.

## RESULTADOS

O sistema em estudo foi operado por um período total de 153 dias. Após apresentada qualidade estável do efluente, uma nova Etapa era iniciada. A Tabela 2 mostram os parâmetros do afluente e do efluente coletados durante o período para o monitoramento dos compostos BTEX e a eficiência de remoção.

Sob condições microaeróbias, sem adição de NaCl (Etapa I), os compostos mais recalcitrantes foram o benzeno e o o-xileno, com eficiências de remoção de 83,7% e 86,4%, respectivamente, enquanto os demais compostos apresentaram remoção igual ou superior a 90% (Tabela 2).

Posteriormente, com o início das Etapas com adição de NaCl (Etapas II, III e IV), os resultados observados apresentaram decréscimo na eficiência de remoção para todos os compostos aromáticos em comparação com a Etapa I. Dessa forma, após a adição de NaCl, a Etapa II apresentou concentração média de 0,98 g NaCl·L<sup>-1</sup> com salinidade de 1,03%; já a Etapa III e IV apresentaram concentrações médias de 1,82 g NaCl·L<sup>-1</sup> (1,91% de salinidade) e 3,64 NaCl·L<sup>-1</sup> (3,42% de salinidade), respectivamente, conforme apresentado na Tabela 2.

Na Etapa II, com afluente contendo 1,03% de salinidade, o isômero o-xileno apresentou decréscimo de 11,7% na eficiência, comparando com a Etapa I, apresentando-se como o composto que mais sofreu com a presença de NaCl nessa Etapa. Em contrapartida, o tolueno foi o composto com menor redução de eficiência.

Na Etapa III, com uma concentração afluente de NaCl maior, os hidrocarbonetos o-xileno e benzeno apresentaram um decréscimo de 16,3% e 15,3%, comparados à Etapa I.

Por fim, na Etapa IV, em comparação à Etapa I, o tolueno apresentou decréscimo de 7,5% na eficiência da biodegradação, seguido do etilbenzeno, que apresentou pouco mais de 11,4%. Os demais compostos chegaram a apresentar ~17% de decréscimo da eficiência de remoção.

Seguindo os resultados de remoção de BTEX, a eficiência de matéria orgânica apresentou comportamento semelhante. Com a adição do sal a eficiência reduziu. Na Etapa I, com 81% seguiu em decréscimo para 80,7; 78,2 e por fim 75,2% para as Etapas II, III e IV, respectivamente.

**Tabela 2. Concentração afluente e efluente de BTEX e eficiência de remoção do reator microaeróbio operado em diferentes concentrações de salinidade.**

	Etapa	NaCl <sub>afllu</sub> (g·L <sup>-1</sup> )	Afluente (mg·L <sup>-1</sup> )		Efluente (mg·L <sup>-1</sup> )		Eficiência (%)		Conc. Removida (mg·L <sup>-1</sup> )	
Benzeno	I	0,15 (0,03)	4,40	(0,24)	0,72	(0,02)	83,7	(0,63)	3,68	(0,22)
	II	0,90 (0,05)	4,22	(0,11)	0,93	(0,06)	78,1	(1,17)	3,29	(0,10)
	III	1,72 (0,08)	4,09	(0,08)	1,29	(0,14)	68,4	(3,71)	2,80	(0,19)
	IV	3,64 (0,16)	4,40	(0,22)	1,50	(0,11)	65,8	(2,00)	2,89	(0,16)
Tolueno	I	0,15 (0,03)	4,48	(0,10)	0,17	(0,05)	96,2	(1,14)	4,31	(0,13)
	II	0,80 (0,05)	4,54	(0,19)	0,30	(0,08)	93,4	(1,88)	4,25	(0,23)
	III	1,72 (0,08)	4,19	(0,21)	0,27	(0,03)	93,6	(0,82)	3,92	(0,22)
	IV	3,64 (0,16)	4,22	(0,27)	0,48	(0,09)	88,7	(1,81)	3,74	(0,27)
Etilbenzeno	I	0,15 (0,03)	4,12	(0,13)	0,41	(0,03)	90,1	(0,99)	3,72	(0,15)
	II	0,90 (0,05)	4,23	(0,15)	0,62	(0,05)	85,3	(1,24)	3,61	(0,16)
	III	1,72 (0,08)	4,03	(0,27)	0,60	(0,10)	85,0	(2,55)	3,43	(0,28)
	IV	3,64 (0,16)	4,24	(0,26)	0,90	(0,09)	78,7	(1,20)	3,34	(0,19)
m,p-Xileno	I	0,15 (0,03)	8,97	(0,38)	0,91	(0,05)	89,9	(0,29)	8,06	(0,32)
	II	0,90 (0,05)	9,12	(0,30)	1,74	(0,12)	80,9	(1,36)	7,38	(0,31)
	III	1,72 (0,08)	8,86	(0,40)	2,03	(0,20)	77,0	(2,41)	6,83	(0,42)
	IV	3,64 (0,16)	8,50	(0,30)	2,37	(0,10)	72,1	(0,97)	6,13	(0,24)
o-Xileno	I	0,15 (0,03)	4,76	(0,13)	0,65	(0,03)	86,4	(0,76)	4,11	(0,12)
	II	0,90 (0,05)	4,53	(0,21)	1,14	(0,07)	74,7	(1,64)	3,39	(0,20)
	III	1,72 (0,08)	4,23	(0,25)	1,27	(0,10)	70,1	(1,52)	2,97	(0,20)
	IV	3,64 (0,16)	4,25	(0,24)	1,31	(0,05)	69,0	(0,94)	2,93	(0,21)

As concentrações elevadas de sal podem ter impacto sobre o desempenho físico-químico e microbiológico do sistema, que por sua vez estão mutuamente envolvidos numa interação dinâmica (LAY *et al.*, 2010). O aumento da salinidade pode induzir plasmólise das células devido ao aumento da pressão osmótica do meio ambiente e causar a morte de microrganismos intolerantes à salinidade, incluindo bactérias filamentosas e os microrganismos mais elevados tais como os protozoários e rotíferos.

O sucesso do tratamento depende, essencialmente da capacidade dos microrganismos em manter o crescimento e desempenhar a sua função de biodegradar os poluentes presentes na água utilizada sob condição de elevada salinidade. Lay *et al.* (2010) explicam que a concentração elevada de sal traz *stress* osmótico considerável sobre os microrganismos, gerado pela pressão osmótica do meio ambiente.

Entretanto uma estratégia conhecida como a estratégia de “solutos compatíveis, *compatible solutes* no inglês” é utilizada por alguns microrganismos. Envolve a acumulação de solutos osmóticos orgânicos compatíveis, tais como glicerol, glicina, betaína, e álcoois de açúcar e vários aminoácidos no interior do citoplasma, também chamados de osmólitos, para o equilíbrio osmótico (VENTOSA *et al.*, 1998). Os autores explicam que este modo de adaptação osmótica é encontrado para ser bioenergeticamente mais caro, mas que não requer os sistemas enzimáticos intracelulares para se adaptar a concentrações elevadas de sais inorgânicos.

Cortés-Lorenzo *et al.* (2012), detectaram redução da biotransformação de matéria orgânica quando elevados níveis de salinidade eram aplicados, sendo atribuída à diminuição da atividade enzimática extracelular da microbiota presente no biofilme formado no biorreator.

A concentração de ácidos graxos voláteis (AGVs) e alcalinidade também foram monitorados (Tabela 3). Apesar dos maiores valores de AGV nas Etapas III e IV, os níveis de alcalinidade ainda garantiam uma baixa relação AGV/AT, característica de sistemas anaeróbios estáveis.



**Tabela 3. Parâmetros operacionais do reator microaeróbio do reator microaeróbio operado em diferentes concentrações de salinidade.**

Etapa	DQO				Alc. Total				AGV	
	Afluente (mg·L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg·L <sup>-1</sup> )		Eficiência (%)	Efluente (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )		Efluente (mg HAC·L <sup>-1</sup> )			
I	1,04 (0,02)	0,19	(0,01)	81,31 (1,28)	717,37	(37,01)	101,03	(36,40)		
II	1,03 (0,03)	0,20	(0,01)	80,70 (0,94)	717,34	(10,92)	88,01	(31,64)		
III	1,07 (0,06)	0,23	(0,02)	78,16 (1,46)	777,87	(27,16)	181,19	(69,22)		
IV	1,12 (0,06)	0,28	(0,03)	75,09 (2,35)	776,40	(35,67)	176,31	(58,46)		

Por meio da análise de BTEX presente no biogás (Tabela 4), foi constatado que houve uma variação no comportamento entre os próprios hidrocarbonetos. Sugere-se que a remoção destes acontecia por vias biológicas e não por perda através da volatilização, em que a carga de BTEX no *headspace* foi somente 0,02 % em comparação com a carga afluente. Por outro lado, a degradação dos hidrocarbonetos no líquido diminuiu e a carga de BTEX no *headspace* aumentou, contudo com valores insignificantes, não comprometendo a tese de remoção biológica desses compostos.

**Tabela 4. Carga de BTEX no biogás proveniente do reator microaeróbio operado em diferentes concentrações de salinidade.**

Etapa	Benzeno (µg·dia <sup>-1</sup> )		Tolueno (µg·dia <sup>-1</sup> )		Etilbenzeno (µg·dia <sup>-1</sup> )		m,p-Xilenos (µg·dia <sup>-1</sup> )		o-Xileno (µg·dia <sup>-1</sup> )	
I	0,26	(0,06)	>LD	(0,02)	0,25	(0,11)	1,78	(0,20)	0,01	(0,04)
II	0,22	(0,02)	0,02	(0,01)	0,12	(0,04)	3,36	(0,62)	0,12	(0,05)
III	0,61	(0,14)	0,05	(0,01)	0,13	(0,09)	2,97	(0,55)	0,21	(0,05)
IV	0,71	(0,45)	0,15	(0,17)	4,11	(7,50)	2,58	(0,24)	0,29	(0,08)

## CONCLUSÕES

A adição de baixas concentrações de oxigênio (1 mL ar·L<sup>-1</sup>) garantiu elevadas eficiências de remoção (> 83%) para todos os compostos sob condições microaeróbias na Etapa sem adição de NaCl, sendo a ordem de melhor eficiência para o tolueno seguido pelo etilbenzeno, m,p-xilenos, o-xileno e benzeno.

A adição de NaCl ocasionou decréscimo na eficiência para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo que o tolueno apresentou decréscimo de 7,5% na eficiência da biodegradação, seguido do etilbenzeno, que apresentou pouco mais de 11,4%. Os demais compostos chegaram a apresentar ~17% de decréscimo da eficiência de remoção comparando as Etapas I e IV, sem adição extra de NaCl e com 3,42% de salinidade, respectivamente.

Por fim, apesar da redução de eficiência observada, os compostos BTEX apresentaram valores de 65,8%, 88,7%, 78,7%, 72,1% e 69,0% para benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xileno e o-xileno, respectivamente.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADELAJA, O.; KESHAVARZ, T.; KYAZZE, G. The effect of salinity, redox mediators and temperature on anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in microbial fuel cells. **Journal of hazardous materials**, v. 283, p. 211–217, 2015.
- APHA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th**. USA 1998.
- BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment process. **Water S. A.** V. 24 n. 1. p. 44-49 1998.
- 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.
- 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. DE NARDI, I. R. *et al.* Anaerobic packed-bed reactor for bioremediation of gasoline-contaminated aquifers. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 587–592, 2005.
7. 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.
8. 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.
9. GRATTIERI, M.; MINTEER, S. D. Microbial fuel cells in saline and hypersaline environments: Advancements, challenges and future perspectives. **Bioelectrochemistry**, v. 120, p. 127–137, 2018.
10. HASSAN, H. A.; ALY, A. A. Isolation and characterization of three novel catechol 2,3-dioxygenase from three novel haloalkaliphilic BTEX-degrading *Pseudomonas* strains. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 106, p. 1107–1114, 2018.
11. LOPES TIBURTUS, E. R.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441–446, 2004.
12. MILLE, Y.; BENEY, L.; GERVAIS, P. Viability of *Escherichia coli* after combined osmotic and thermal treatment: A plasma membrane implication. **Biochimica et Biophysica Acta-Biomembranes**, v. 1567, p. 41–48, 2002.
13. MÜLLER, J. B. *et al.* Combined iron and sulfate reduction biostimulation as a novel approach to enhance BTEX and PAH source-zone biodegradation in biodiesel blend-contaminated groundwater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 326, p. 229–236, 2017.
14. NEVES, A. L. R.; ALVES, MAILSON PEREIRAGHEYI, C. F. DE L.; GHEYI, H. R. Aspectos socioambientais e qualidade da água de dessalinizadores nas comunidades rurais de Pentecoste-CE. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 1, p. 124–135, 2017.
15. PENDASHTEH, A. R.; CHAIBAKHSH, N.; AHMADUN, F.-R. Biological treatment of high salinity produced water by microbial consortia in a batch stirred tank reactor: Modelling and kinetics study. **Chemical Engineering Communications**, v. 205, n. 3, p. 387–401, 2018.
16. SEI, A.; FATHEPURE, B. Z. Biodegradation of BTEX at high salinity by an enrichment culture from hypersaline sediments of Rozel Point at Great Salt Lake. **Journal of Applied Microbiology**, v. 107, n. 6, p. 2001–2008, 2009.
17. SIQUEIRA, J. P. DA S.; WANDERLEY, E. L.; CALLADO, N. H. THE INFLUENCE OF THE ADDITION OF PRE-OZONATED WATER PRODUCTION IN THE PERFORMANCE OF AN. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.**, v. 8, n. 3, p. 344–359, 2015.
18. SURENDRA, S. V.; MAHALINGAM, B. L.; VELAN, M. Degradation of monoaromatics by *Bacillus pumilus* MVS3. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 60, n. December, p. 1–18, 2017.
19. VENTOSA, A.; NIETO, J. J. Biotechnological applications and potentialities of halophilic microorganisms. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 11, n. 1, p. 85–94, 1995.
20. WU, Y. *et al.* Metagenomic insights into the influence of salinity and cytostatic drugs on the composition and functional genes of microbial community in forward osmosis anaerobic membrane bioreactors. **Chemical Engineering Journal**, v. 326, p. 462–469, 2017.