

## II-106 - EFEITO DA ADIÇÃO DE NITRATO E DE MICROAERAÇÃO NA REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES EMERGENTES EM REATOR ANAERÓBIO

**José Gilmar da Silva do Nascimento<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutorando em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC.

**Mariana Ferreira Ventura Alves**

Graduanda em Engenharia Química pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

**Milena Maciel Holanda Coelho**

Graduanda em Biotecnologia pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Bolsista de Iniciação Científica PIBIC/CNPq do Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN - 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>:** Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - e-mail: gilmar21@alu.ufc.br

### RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes taxas de recirculação ( $Q_R/Q_{AF}$  de 0,2 e 0,4) de efluente nitrificado na remoção de micropoluentes emergentes (ME) em um reator UASB suplementado ou não com microaeração (1,0 mL/min). As eficiências de remoção de ME sob condições anaeróbias foram muito baixas (10-24%). A recirculação do efluente nitrificado para o reator UASB afetou negativamente a remoção do ME, para a maior taxa de recirculação (<10%), provavelmente devido a diminuição do TDH. Por outro lado, a adição da microaeração melhorou a remoção de todos os compostos, mesmo quando a maior razão  $Q_R/Q_{AF}$  foi aplicada (>30% para todas as fases com microaeração).

**PALAVRAS-CHAVE:** Micropoluentes emergentes, microaeração, reator UASB.

### INTRODUÇÃO

Recentemente, o monitoramento de micropoluentes emergentes (ME) no meio ambiente vem tomando grandes proporções por parte da comunidade científica, principalmente em países desenvolvidos, haja vista que os seus efeitos (e.g. toxicidade aquática, seleção de bactérias patogênicas, desregulação endócrina e genotoxicidade), podem ser bastante danosos à saúde humana, assim como ao equilíbrio da fauna e da flora (AQUINO et al., 2013; HALLING-SØRENSEN et al., 1998; KIM, AGA, 2007; KÜMMERER, 2010).

Dentre os ME incluídos nesse grupo, podem-se citar alguns fármacos (e.g. sulfametoxazol, trimetoprima e diclofenaco), hormônios naturais (e.g. estrona) e sintéticos (e.g. 17 $\alpha$ -etinilestradiol), produtos de limpeza e higiene pessoal, além de materiais diversos (e.g. bisfenol-A) (AQUINO et al., 2013; BILA, DEZOTTI, 2007; VANDENBERG et al., 2007). Esses componentes podem ser de origem natural ou sintética, apresentando grande estabilidade química e pouca capacidade dissociativa (ROBERTS et al., 2016). Vários ME conhecidos possuem características lipofílicas e, frequentemente, apresentam baixa biodegradabilidade no ambiente (LINTELMANN et al., 2003), implicando, dessa forma, numa possível bioacumulação.

O uso de técnicas combinadas anaeróbia/aeróbia são opções viáveis (SERRANO et al., 2011) do ponto de vista operacional e oferecem menores custos energéticos (ALVARINO et al., 2014). Uma grande variedade de sistemas de pós-tratamento combinados a reatores UASB têm sido relatados na literatura, dentre os quais se

destacam os filtros aerados submersos (FAS), wetlands construídas, sistema de lodo ativado, lagoas de polimento, filtro biológico percolador (FBP), entre outros (ALMEIDA, OLIVEIRA, CHERNICHARO, 2011; CAVALCANTI et al., 2001; DUDA, OLIVEIRA, 2011; MACHDAR et al., 2000; MOAWAD et al., 2009; PRAKASH et al., 2007; RIBEIRO et al., 2017; SILVA 2005; SOUSA et al., 2001).

Os FBP têm merecido destaque como sistema de pós-tratamento UASB, haja vista que, além de vantagens como robustez a choques de carga e toxicidade por parte da biomassa, sendo uma característica típica dos sistemas com biofilmes, esse tipo de sistema se mostra bastante eficiente na remoção de matéria orgânica carbonácea e muitas vezes na remoção de nitrogênio amoniacal. Pesquisas recentes no Brasil mostram que tais sistemas ainda conseguem remover bem alguns ME como fármacos e desreguladores endócrinos (ALMEIDA, 2007; AQUINO et al., 2013; CHERNICHARO, 2006; CHERNICHARO, NASCIMENTO, 2001; KHAN et al., 2011; KASPRZYK-HORDERNA, DINSDALEB, GUWY, 2009; PONTES et al., 2003).

Nesse contexto, a associação de reatores UASB e FBP como pós-tratamento torna-se uma alternativa bastante atraente, uma vez que os FBP possuem vantagens relevantes em relação a outros sistemas aeróbios, como baixo custo e simplicidade operacional, principalmente quando não necessita de uma etapa de clarificação (ALMEIDA, OLIVEIRA, CHERNICHARO 2011; ALMEIDA, CHERNICHARO, SOUZA, 2009).

Pesquisas recentes evidenciaram que a adição de baixas concentrações de oxigênio em sistemas anaeróbios pode favorecer a degradação inicial de compostos recalcitrantes, como hidrocarbonetos monoaromáticos (BTEX), bem como também a remoção de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ), sem ocasionar impactos negativos na digestão anaeróbia (FIRMINO, 2013; KHANAL, HUANG, 2003; RAMOS et al., 2014; SOUSA et al., 2016; VAN DER ZEE et al., 2007). Portanto, faz-se necessária a avaliação de processos microaeróbios na degradação de ME, a fim de melhorar a eficiência de remoção sem agregar custos elevados ao processo, utilizando inóculos anaeróbios operados sob condições microaeróbias. Adicionalmente, em muitas situações, efluentes nitrificados de pós-tratamentos aeróbios são recirculados para reatores UASB, para que haja desnitrificação. Entretanto, não existem muitos relatos do efeito dessa prática na remoção de micropoluentes emergentes suplementados ou não com microaeração.

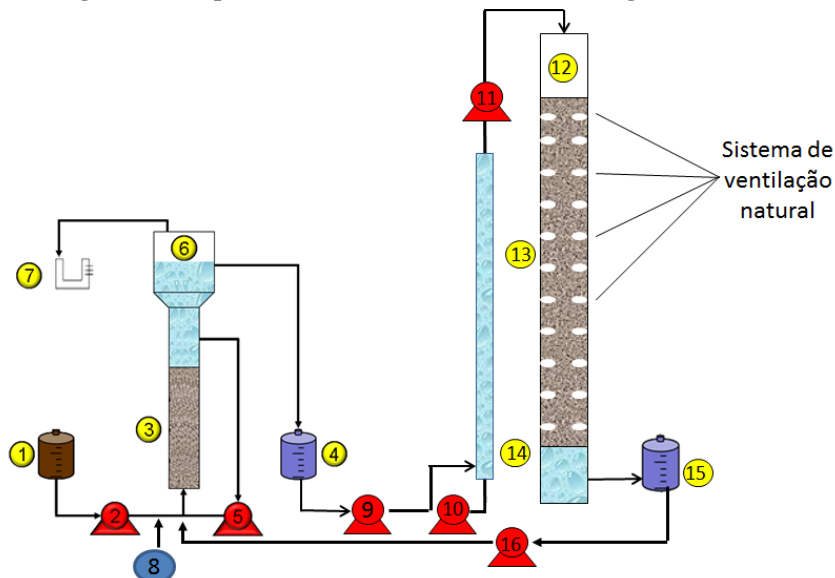
Assim, neste trabalho, avaliou-se a remoção dos micropoluentes emergentes estrona (E1),  $\beta$ -estradiol (E2),  $17\alpha$ -etinilestradiol (EE2), bisfenol-A (BFA), diclofenaco (DIC), sulfametoxazol (SMT) e trimetoprima (TMP), em reatores anaeróbios e microaeróbios submetidos a diferentes taxas de recirculação de efluente nitrificado de FBP.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Aparato experimental*

O experimento em fluxo contínuo foi conduzido no Laboratório de Saneamento (LABOSAN) da Universidade Federal do Ceará (UFC) utilizando um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, upflow anaerobic sludge blanket), com volume útil de 3,7 L, feito a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto, seguido por uma coluna de borbulhamento, com volume de 1,96 L, e um filtro biológico percolador, com volume de 47 L, usando apara de conduítes como meio suporte (Figura 1). O reator UASB foi inoculado com lodo anaeróbio (~ 60 g SSV/L) de um reator de circulação interna mesofílico de uma cervejaria localizada no município de Horizonte, Ceará, Brasil.

**Figura 1 – Esquema do sistema avaliado, UASB seguido de FBP.**



Nota: 1 – Afluente; 2 – Bomba peristáltica; 3 – Reator anaeróbico; 4 – Efluente; 5 – Bomba de recirculação; 6 – Biogás; 7 – Medidor de biogás; 8 – Cilindro de ar sintético com controlador de fluxo mássico (vazão = 1mL/min.); 9 – Alimentação da coluna de borbulhamento; 10 – Aeração da coluna; 11 – Alimentação do FBP; 12 – Sistema de distribuição do afluente utilizando um chuveiro; 13 – Aparar de conduítes como meio suporte; 14 – Sistema de drenagem de fundo de acrílico; 15 – Efluente final; 16 – Bomba de recirculação para o reator UASB.

Fonte: Autor (2018).

O reator UASB era seguido por um filtro biológico percolador (FBP), o qual era responsável pelo processo de nitrificação. Em algumas etapas operacionais, o efluente do FBP era recirculado para o reator UASB em diferentes taxas relativas à vazão afluente ( $Q_R/Q_{AF}$ ), e este era microaerado através da inserção de pequenas quantidades de ar sintético (20% mol  $O_2$ , a 27 °C e 1 atm), junto à sua tubulação de alimentação, a partir de um controlador de fluxo de mássico de gás (Cole Parmer, USA) ligado a um cilindro de ar sintético.

#### *Afluente sintético*

O afluente sintético consistia de uma solução aquosa contendo uma mistura de micropoluentes, ou seja, estrona (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA),  $\beta$ -estradiol (98,0%, Sigma-Aldrich, EUA),  $17\alpha$ -etinilestradiol (puro, Sigma-Aldrich, EUA), bisfenol-A (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA), diclofenaco (98,5%, Sigma-Aldrich, EUA), sulfametoxazol (puro, Sigma-Aldrich, EUA) e trimetoprima (98%, Sigma-Aldrich, EUA), um co-substrato, 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. (2010). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução foi tamponada com bicarbonato de sódio ( $NaHCO_3$ ) na proporção de 1 g de  $NaHCO_3$  para cada 1 g DQO.

#### *Procedimento experimental*

Os experimentos com afluente sintético contendo micropoluentes foram executados em seis etapas distintas, cujos principais parâmetros operacionais monitorados estão relacionados na Tabela 1.

Na etapa I, o reator foi operado sob condições anaeróbicas, sendo alimentado exclusivamente com o afluente sintético. Nas etapas II e III, ainda sob condições anaeróbicas, o reator recebeu parte do efluente nitrificado do FBP, recirculado em taxas  $Q_R/Q_{AF}$  de 0,2 e 0,4, respectivamente. Na etapa IV, foram mantidas as condições da etapa III, e adicionou-se microaeração numa vazão de 1,0 mL/min. Na etapa V, a microaeração foi mantida, e a taxa  $Q_R/Q_{AF}$  foi reduzida para 0,2. Finalmente, na etapa VI, ainda sob condições microaeróbicas, o reator passou a ser alimentado exclusivamente com o afluente sintético.

**Tabela 1 – Parâmetros operacionais do reator sob condições anaeróbias e microaeróbias**

<b>Etapas</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>
Duração de cada etapa (dias)	105	200	101	38	38	67
TDH (h)	6,5	5,3	4,5	4,5	5,3	6,5
DQO (mg/L)	1017 (73)	1088 (105)	1035 (62)	1061 (41)	1054 (59)	1052 (59)
Recirculação ( $Q_R/Q_{AF}$ )	-	0,2	0,4	0,4	0,2	-
Microaeração (mL/min)	-	-	-	1,0	1,0	1,0
Estrona (E1) ( $\mu\text{g/L}$ )	221 (20)	225 (25)	218 (11)	211 (10)	195 (18)	211 (18)
$\beta$ -Estradiol (E2) ( $\mu\text{g/L}$ )	230 (25)	221 (30)	212 (14)	209 (7)	188 (29)	207 (10)
17 $\alpha$ -etinilestradiol (EE2) ( $\mu\text{g/L}$ )	213 (24)	216 (21)	222 (16)	213 (8)	206 (17)	210 (12)
Bisfenol-A (BPA) ( $\mu\text{g/L}$ )	208 (22)	216 (20)	229 (14)	211 (9)	199 (24)	212 (8,3)
Diclofenaco (DCF) ( $\mu\text{g/L}$ )	232 (27)	222 (25)	218 (19)	209 (8)	223 (24)	213 (7,5)
Trimetoprima (TPM) ( $\mu\text{g/L}$ )	230 (32)	225 (37)	213 (13)	206 (11)	216 (18)	215 (19)
Sulfametoxazol (SFX) ( $\mu\text{g/L}$ )	203 (15)	219 (25)	213 (18)	208 (8)	209 (16)	197 (14,4)

Fonte: Autor (2018).

Nota: Os valores entre parênteses representam os desvios padrão.

### *Métodos analíticos*

Os fármacos e hormônios foram extraídos de amostras afluentes e efluentes, identificados e quantificados segundo a metodologia de Vidal et al. (2015), cujas etapas foram: acidificação da amostra, seguida de filtração à vácuo, extração em fase sólida (SPE) do filtrado e posterior identificação e quantificação dos compostos pela análise do eluato (extrato obtido após eluição do cartucho de SPE).

Para quantificar os micropoluentes, utilizou-se um cromatógrafo líquido Shimadzu (20A Prominence) com detector por UV/VIS Detector (SPD-20A) (215 nm), duas bombas (LC-20AT), forno (CTO-20A), desgaseificador (DGPU-20A3), coluna Shim-Pack CLC-ODS(M) (150mm x 4,6 mm D.I, 0,4  $\mu\text{m}$ ), com eluição por gradiente (Acetonitrila/HCl 0,1%): aumento de 15 até 80% de acetonitrila em 10 minutos, retornando a 15% em 4 minutos. O fluxo inicial foi de 1,0 mL/min e, após 5 minutos de corrida, foi aumentado para 2,0 mL/min. A temperatura do forno foi mantida em 35 °C, e o volume de injeção foi de 20  $\mu\text{L}$  (Buarque, 2017).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### *Remoção de micropoluentes*

Os valores médios das eficiências de remoção obtidas em todas as etapas são apresentados na Tabela 2. Na etapa I, baixas eficiências de remoção de ME foram obtidas (<20%), uma vez que o sistema operava em condições anaeróbias e estas não são as condições mais adequadas, do ponto de vista reacional, para degradação (POLESEL et al., 2017), (ALVARINO et al., 2018). Na etapa II ( $Q_R/Q_{AF} = 0,2$ ), o reator recebeu parte do efluente de um filtro biológico percolador (FBP), o qual possuía baixa concentração de DQO (<30 mg/L), amônia (<12 mg/L) e fármacos (<0,002 mg/L) e concentrações de nitrato acima de 50 mg/L. Nessa fase, devido à adição de mais uma corrente de entrada no reator, o seu TDH acabou sendo reduzido para 5,3 h. Esperava-se que a disponibilidade de nitrato estimulasse seu uso como aceptor de elétrons, permitindo que o processo da digestão anaeróbia fosse mais eficiente na remoção de compostos recalcitrantes (TANG et al., 2011) uma vez que a rota metabólica desnitrificante é termodinamicamente mais favorável (GHATTAS et al., 2017). Porém, apenas E1, EE2 e, notadamente, BPA apresentaram melhores eficiências.

Para a etapa III, adotou-se uma vazão duas vezes maior para o efluente contendo nitrato ( $Q_R/Q_{AF} = 0,4$ ). Essa operação levou o TDH para 4,5 h, impactando negativamente o sistema os percentuais de remoção caíram para níveis de 10% ou menos. (BESHA et al., 2017) comparou sistemas de lodos ativados e reatores de membranas e observou que o TDH influenciava diretamente o desempenho dos sistemas. Mesmo disponibilizando mais nitrato, as remoções diminuíram, provavelmente, a quantidade de nitrato era insuficiente para observar algum efeito sobre o sistema.

Na etapa IV, manteve-se as vazões ( $Q_R/Q_{AF} = 0,4$ ) e mesmo TDH, porém adicionaram-se baixas concentrações de oxigênio. Usando pequenas doses de ar (ar sintético puro), 1 mL/min, observou-se melhoria nas remoções dos micropoluentes, mesmo com o TDH estando baixo, alguns chegando a valores de remoção superior à 40% (E1, E2, TPM, SFX) outros atingiram eficiências de remoção da ordem de 30% (EE2, BPA, DCF). O oxigênio, em pequenas concentrações, consegue estimular o aumento de enzimas hidrolíticas (Johansen; Bakke, 2006). Como as biotransformações catalisadas pelas oxigenases dos compostos ajudam a reduzir a toxicidade dos xenobióticos, as informações detalhadas dessas oxigenases aumentariam nossa compreensão do processo de biodegradação (ARORA et al., 2009) e com energia reacional capaz induzir a quebra da cadeia aromática presente nesses poluentes e que são o maior obstáculo, a nível energético, para o cisalhamento dessas moléculas.

Para a etapa V, reduziu-se a vazão do efluente contendo nitrato ( $Q_R/Q_{AF} = 0,2$ ), e manteve-se a microaeração. Os índices de remoção voltaram a subir para valores acima dos obtidos na etapa IV, provavelmente pelo aumento do TDH (5,3 h). Para a etapa VI, retirou-se o nitrato ( $Q_R/Q_{AF} = 0$ ) e manteve-se a microaeração (ar sintético puro, 1 mL/min). Os índices de remoção continuaram altos, e atingiram valores de remoção acima de 50% (E1, E2, EE2, BPA, TPM). É provável que o baixo TDH das outras etapas pode ter interferido diretamente no desempenho, uma vez que o tempo de contato entre microrganismos, substrato, nitrato e oxigênio foi muito curto (Carballa et al. 2008).

**Tabela 2 – Médias das eficiências de remoção de micropoluentes.**

<b>Etapas</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>
Estrona (E1)	17 (7)	23 (13)	9 (5)	43 (5)	50 (8)	57 (11)
$\beta$ -Estradiol (E2)	24 (19)	23 (12)	9 (7)	44 (8)	55 (13)	58 (15)
17 $\alpha$ -etinilestradiol (EE2)	17 (6)	20 (12)	9 (7)	38 (3)	54 (14)	57 (8)
Bisfenol-A (BPA)	10 (9)	21 (14)	10 (9)	32 (6)	49 (10)	59 (7)
Diclofenaco (DCF)	20 (15)	19 (13)	1 (6)	34 (4)	30 (16)	45 (8)
Trimetoprima (TPM)	20 (15)	22 (16)	7 (5)	43 (6)	52 (13)	57 (11)
Sulfametoxazol (SFX)	23 (11)	22 (14)	9 (7)	42 (4)	50 (7)	48 (10)

Fonte: Autor (2018).

Nota: Os valores entre parênteses representam os desvios padrão.

A recalcitrância desses fármacos sob condições anaeróbias já foi observada por diversos autores (ALVARINO et al., 2014; HEBERER et al., 2002; LAHTI; OIKARI, 2011; QUINTANA et al., 2005). Entretanto, eficiências de remoção significativamente maiores (40-70%) foram previamente obtidas por Carballa et al. (2008), ao avaliarem a remoção de ibuprofeno e diclofenaco durante a digestão anaeróbia de esgoto em condições mesofílicas e termofílicas numa planta piloto com digestores anaeróbios de 10 L, continuamente agitados. Utilizando sacarose como substrato e em diferentes tempos de detenção hidráulica (10, 20 e 30 dias para o digestor mesofílico e 6, 10 e 20 dias para o reator termofílico), demonstrando que alguns fatores de projeto podem influenciar positivamente na remoção desses compostos.

## CONCLUSÕES

Enquanto a adição de nitrato (a partir da recirculação de efluente nitrificado) não teve efeito significativo na remoção de micropoluentes, a adição de baixas concentrações de oxigênio (a partir de ar sintético) aumentou significativamente as eficiências de remoção (> 50% na ausência de recirculação de efluente nitrificado). Além disso, o tempo de detenção hidráulica (TDH) foi, possivelmente, um importante fator para o desempenho do reator, já que as eficiências de remoção diminuíram consideravelmente quando um TDH menor do que 5 h foi aplicado.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. O peração de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Belo Horizonte, v. 16, n. 3, p. 271-280, 2011.
2. ALMEIDA, P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Development of compact UASB/trickling filter systems for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 7, p. 1431-1439, 2009.
3. ALMEIDA, P. G. S. Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação. 2007. 116f. Dissertação (Mestrado em Saneamento) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
4. ALVARINO, T.; SUÁREZ, S. J.; LEMA, J. M.; OMIL, F. Understanding the removal mechanisms of PPCPs and the influence of main technological parameters in anaerobic UASB and aerobic CAS reactors. *Journal of Hazardous Materials*, v. 278, p., 506–513, 2014.
5. ALVARINO, T. et al. Understanding the sorption and biotransformation of organic micropollutants in innovative biological wastewater treatment technologies. *Science of the Total Environment*, [s. l.], v. 615, p. 297–306, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.278>>
6. ARORA, Pankaj K. et al. OxDBase: A database of oxygenases involved in biodegradation. *BMC Research Notes*, [s. l.], v. 2, p. 1–8, 2009.
7. AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária Ambiental*, vol. 18, no. 3, p. 187-204, 2013.
8. BESH, Abreham Tesfaye et al. Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 2395–2414, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.027>
9. BILA, D.M. E DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, v.30, n.3, p.651-666, 2007.
10. BUARQUE, P. M. C. 2017 Avaliação da remoção de micropoluentes emergentes e nitrogênio em sistemas anaeróbios e microaeróbios seguidos de filtros biológicos percoladores sujeitos à aeração natural e forçada. (PhD Thesis) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 165 p
11. CARBALLA, M.; FINK, G.; OMIL, F.; LEMA, J.M.; TERNES, T. Determination of the solid–water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge. *Water Research*, v. 42, p. 287-295, 2008.
12. CAVALCANTI P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage Part 1: flow-through ponds. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 237-245, 2001.
13. CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environment Science and Bio/Tecnology*, v. 5, p 73-92, 2006.
14. CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, M. C. P. Feasibility of a pilot-scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. *Water Science and Technology*, v. 44, nº 4, p. 221-228, 2001.
15. DOS SANTOS, A. B. 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*, v. 10, p. 253-259, 2005.
16. DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.
17. FIRMINO, P. I. M., SILVA, M. E. R., CERVANTES, F. J. and DOS SANTOS, A. B. 2010 Colour removal of dyes from synthetic and real textile wastewaters in one- and two-stage anaerobic systems. *Bioresource Technology* 101, 7773-7779.
18. GHATTAS, Ann Kathrin et al. Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Research*, [s. l.], v. 116, p. 268–295, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.001>
19. HALLING-SØRENSEN, B.; NIELSEN, S.N.; LANZKY, P.F.; INGERSLEV, F.; LUTZHEFT, H.C.H.; JØRGENSEN S.E. Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A review. *Chemosphere*, v. 36, n. 2, p. 357-393, 1998.

20. KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. The Annual Review of Environment and Resources, v. 35, p. 57-75, 2010.
21. LAHTI, M.; OIKARI, A. Microbial Transformation of Pharmaceuticals Naproxen, Bisoprolol, and Diclofenac in Aerobic and Anaerobic Environments. Arch Environ Contam Toxicol, v. 61, p:202–210, 2011.
22. JOHANSEN, J.E., BAKKE, R., 2006. Enhancing hydrolysis with microaeration. Water Sci. Technol. 53, 43e50.
23. KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. Water Research, v. 43, p. 363-380, 2009.
24. KIM, S.; AGA, D.S. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, v. 10, n. 8, p. 559-573, 2007.
25. KHAN, A. A.; GAUA, R. Z.; TYAGIA, V.K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMIA, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. Resources Conservation and Recycling, v. 55, p. 1232-1251, 2011.
26. KHANAL, S. K.; HUANG, J. C. ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. Water Research v. 37, n. 9, p. 2053-2062, 2003.
27. MA, Wan Li et al. A survey of parabens in commercial pharmaceuticals from China and its implications for human exposure. Environment International, [s. l.], v. 95, p. 30–35, 2016.
28. MACHDAR, I.; SEKIGUCHI, Y.; SUMINO, H; HARADA, H. a novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries. Water Science and Technology, v. 36, n° 12, p. 189-197, 1997.
29. METCALF & EDDY. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
30. MOAWAD, A.; MAHMOUD, U.F.; EL-KHATEEB, M.A.; EL-MOLLA, E. Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. Desalination, v. 242, p. 325–335, 2009.
31. MOUSAVI, Seyyedalireza et al. Development of nitrate elimination by autohydrogenotrophic bacteria in bio-electrochemical reactors - A review. Biochemical Engineering Journal, [s. l.], v. 67, p. 251–264, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2012.04.016>>
32. PESSOA, G. P. Avaliação de desreguladores endócrinos e do micropoluente colesterol em estações de tratamento de esgoto sanitário. 2012. Tese (Doutorado) Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, 2012.
33. POLESEL, Fabio et al. Removal of pharmaceuticals in pre-denitrifying MBBR – Influence of organic substrate availability in single- and three-stage configurations. Water Research, [s. l.], v. 123, p. 408–419, 2017.
34. PONTES P. P.; CHERNICHARO CA, FRADE EC, PORTO MT. Performance evaluation of an UASB reactor used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge from a trickling filter. Water Science and Technology, v. 48, n° 6, p. 227–234, 2003.
35. PRAKASH, K.J.; TYAGI, V. K.; KAZMI, A. A.; KUMAR, A. Post-treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. Aiche Environ Prog, v. 26, n° 2, p. 164-168, 2007.
36. QUINTANAA, J. B.; WEISSB, S.; REEMTSMA, T. Pathways and metabolites of microbial degradation of selected acidic pharmaceutical and their occurrence in municipal wastewater treated by a membrane bioreactor. Water Research, v. 39, p. 2654–2664, 2005.
37. RAMOS, I. et al. Microaerobic digestion of sewage sludge on an industrial-pilot scale: the efficiency of biogas desulphurisation under different configurations and the impact of O2 on the microbial communities. Bioresource Technology, v. 164, p. 338-46, 2014.
38. RIBEIRO, T.B.; BRANDT, E. M. F.; DÍAZ, C. A.; ALMEIDA, P. G. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Chernicharo Technological improvements in compact UASB/SBTf systems for decentralized sewage treatment in developing countries. Desalination and Water Treatment. (print), 2017.
39. ROBERTS, Jenna et al. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Australia's largest inland sewage treatment plant, and its contribution to a major Australian river during high and low flow. Science of the Total Environment, [s. l.], v. 541, p. 1625–1637, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.145>

40. SILVA, G. M. Estudo de viabilidade de pós-tratamento de efluentes de UASB através de filtros biológicos percoladores sem etapa de clarificação. 2005. 162f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
41. SERRANO, D. et al. Removal of persistent pharmaceutical micropollutants from sewage by addition of PAC in a sequential membrane bioreactor. *Water Research*, [s. l.], v. 45, n. 16, p. 5323–5333, 2011.
42. SOUSA, M. R. Análise integrada da tecnologia microaeróbia como estratégia de dessulfurização in-situ. 2016. 150p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental). Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
43. SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. A. V. Posttreatment of anaerobic effluents in constructed wetland system. *Water Sci. Technol*, v. 44, n° 4, p. 213–219, 2001.
44. TANG, Chong Jian et al. Enhanced nitrogen removal from pharmaceutical wastewater using SBA-ANAMMOX process. *Water Research*, [s. l.], v. 45, n. 1, p. 201–210, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.036>
45. VANDENBERG, L. N.; HAUSER, R.; MARCUS, M.; OLEA, N.; WELSHONS, W. V. Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reproductive Toxicology*, v. 24, p. 139-177, 2007.
46. VAN DER ZEE, F. P. et al. Sulfide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 3, p. 518-24, 2007.
47. VAN HANDELL, A.C., KATO, M.T., CAVALCANTI, P.F.F., FLORENCIO. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater, *Reviews in: Environment Science and Bio/Technol.* v. 5, p. 21-38, 2006
48. VIDAL, C. B. Desreguladores endócrinos presentes em matrizes ambientais: análise por spe-hplc e remoção com argila pilarizada. 2015, 195p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil-Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015