

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

OTIMIZAÇÃO DA EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO EM EFLUENTE DE REATOR TIPO UASB POR MEIO DA FAD E DA SEDIMENTAÇÃO

* Daiane Cristine Kuhn¹
Carlos Raphael Pedroso²
Carlos Magno de Sousa Vidal³
Jeanette Beber de Souza³

OPTIMIZATION OF EFFICIENCY IN THE REMOVAL OF PHOSPHORUS IN EFFLUENT FROM UASB TYPE REACTORS THROUGH FAD AND SEDIMENTATION

Recibido el 22 de abril de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors have low efficiency in removing phosphorus, organic matter and pathogens, requiring the use of a post-treatment to improve the quality of the effluent. The excessive supply of nutrients is one of the main causes of water eutrophication. Thus, dissolved air flotation (DAF) and sedimentation were investigated in the post-treatment of the UASB reactor effluent, aiming at the removal of phosphorus, chemical oxygen demand (COD) and turbidity. The characterization of raw sewage and UASB reactor effluent from the Sewage Treatment Station was carried out. Tests with UASB type reactor effluents were carried out on a bench scale (flotatest) where FeCl_3 dosages (0, 50 and 100 mg L^{-1}) and flotation speeds (5, 8 and 15 cm min^{-1}) were tested in DAF, and the FeCl_3 dosages (0, 50 and 100 mg L^{-1}) and sedimentation time (30, 45 and 60 minutes) in the sedimentation through the factorial design of experiments, with total phosphorus, soluble phosphorus, total chemical oxygen demand (COD), soluble chemical oxygen demand and turbidity. The FeCl_3 100 mg L^{-1} dosage was more effective in the two types of post-treatment, with removal efficiencies of total and soluble phosphorus: 87.8% and 92% in DAF and 90.2% and 92% in sedimentation, respectively. The post-treatment tests by dissolved air flotation and sedimentation without the use of FeCl_3 do not show good results in removing the studied parameters. The interference of FeCl_3 measurements in the removal of the studied parameters is more important than the interference of surface application rates. Both technologies presented excellent performance.

Keywords: post-treatment of sewage, physical-chemical treatment, phosphorus, COD, turbidity.

¹ Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil.

² Departamento de Ciências Florestais, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Av. Deputado Heitor de Alencar Furtado, 5000, Campo Comprido, Curitiba, Paraná. 81280-340. Brasil. Email: daiackuhn@gmail.com

Resumo

Os reatores UASB apresentam baixa eficiência na remoção de fósforo, matéria orgânica e patogênicos, sendo necessário o emprego de pós-tratamento para melhoria da qualidade do efluente. O aporte excessivo de nutrientes é uma das principais causas da eutrofização das águas. Dessa forma, investigou-se a flotação por ar dissolvido (FAD) e a sedimentação no pós-tratamento do efluente de reator UASB, visando a remoção de fósforo, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez. Realizou-se a caracterização de esgoto bruto e do efluente de reator UASB proveniente de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. Os ensaios com efluente de reator tipo UASB foram realizados em escala de bancada (flotatestes) onde testaram-se dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm min^{-1}) na FAD; e as dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e tempo de sedimentação (30, 45 e 60 minutos) na sedimentação por meio do planejamento fatorial de experimentos, tendo como variáveis respostas o fósforo total, fósforo solúvel, DQO solúvel, DQO total e turbidez. A dosagem de 100 mg L^{-1} de FeCl_3 apresentou-se mais efetiva nos dois tipos de pós-tratamento, com eficiências de remoção de fósforo total e solúvel de: 87.8% e 92% na FAD e 90.2% e 92% na sedimentação, respectivamente. Os ensaios de pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e sedimentação sem o uso de FeCl_3 não apresentaram bons resultados na remoção dos parâmetros estudados. A interferência das dosagens de FeCl_3 na remoção dos parâmetros estudados é mais importante que a interferência das taxas de aplicação superficial. Ambas tecnologias resultaram ótimo desempenho.

Palavras chave: pós-tratamento de esgoto, tratamento físico-químico, fósforo, DQO, turbidez.

Introdução

A eutrofização tornou-se um problema mundial com a quantidade de nutrientes que é descarregada nos corpos d'água, causando degradação do ambiente devido a ocorrência de maré vermelha e algas verde azuladas que podem levar a morte de animais aquáticos (Boeykens *et al.*, 2017). Acredita-se que o fósforo seja uma das principais razões para a eutrofização. A emissão de fósforo está relacionada com o aumento do uso de fertilizantes, sendo responsável por cerca de 30-50% da eutrofização na água. Portanto, a remoção de fósforo da água é importante para minimizar a eutrofização dos corpos d'água (Huang *et al.*, 2017, Liu *et al.*, 2017, Fang *et al.*, 2018, Kolarik *et al.*, 2018).

A remoção de nutrientes no tratamento de efluentes é considerada fundamental para proteção dos cursos de água. O acúmulo de fósforo leva a mudanças nos ecossistemas terrestres, aquáticos e marinhos, por eventos de eutrofização e conseqüentemente a formação de ambientes anóxicos. De acordo com Karczmarczyk *et al.* (2014), 1 g de fosfato liberado em corpos d'água promove o crescimento de até 100 g de algas, aumentando a eutrofização da superfície de água.

O reator anaeróbio do tipo UASB é amplamente utilizado no Brasil como solução para tratar esgotos sanitários. Todavia, conforme Chernicharo (2016), os reatores anaeróbios apresentam algumas limitações: o efluente geralmente não atende aos padrões de qualidade e de lançamento estabelecidos na legislação ambiental brasileira, devido à baixa remoção de macronutrientes como nitrogênio e fósforo e à densidade elevada de patogênicos. Não obstante, o efluente destas unidades apresenta concentrações de matéria orgânica e de sólidos ainda elevadas (Mota, Von Sperling, 2009).

Existem diferentes técnicas para remoção de fósforo, como a remoção biológica, precipitação química (Song *et al.*, 2016, Wang *et al.*, 2016), e existem também métodos de combinação de sistemas de tratamento anaeróbio com sistemas que atuam como pós-tratamento, produzindo efluente de melhor qualidade, propiciando vantagens econômicas e ambientais (Santos, 2006). Como alternativa empregada com sucesso no pós-tratamento de reatores anaeróbios, podem ser citados os tratamentos físico-químicos com uso de coagulantes, como sedimentação de partículas e a flotação por dissolvido (FAD). A necessidade de grandes áreas para instalações de lagoas e outros reatores biológicos no pós-tratamento de efluentes de UASB torna-se uma desvantagem em muitas ocasiões, quando se tem baixa disponibilidade de área e necessidade de elevada remoção de fósforo, situações essas que podem ser atendidas com unidades de sedimentação ou flotação.

Os processos de coagulação e floculação possibilitam que as partículas coloidais se agreguem e adquiram diâmetro físico tal que confirmam velocidade de sedimentação elevada o suficiente para serem removidas por sedimentação gravitacional. A sedimentação das partículas suspensas propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, separação das fases líquida e sólida (Ferreira Filho, 2017).

Além da sedimentação, a FAD é uma alternativa eficiente no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica, principalmente na redução dos níveis de DQO (demanda química de oxigênio), sólidos suspensos e fósforo. Além disso, a FAD é caracterizada por unidades compactas devido ao menor tempo de detenção hidráulica e as altas taxas de carregamento aplicadas, o que reflete em tanques de floculação menores, o que impacta em custos mais baixos de construção, quando comparados a processos convencionais de tratamento (Santos e Daniel, 2017).

Diante deste cenário, neste estudo foi avaliada a eficiência da coagulação/floculação/sedimentação (CFS) e a eficiência da coagulação/floculação/flotação (CFF) na remoção de DQO, turbidez e fósforo de efluente de reator tipo UASB. Desta forma, foi possível determinar as dosagens ótimas do coagulante FeCl_3 e comparar custos com a adição deste coagulante.

Material e métodos

Realizaram-se seis coletas de esgoto bruto e do efluente do reator tipo UASB ao longo de seis meses na Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário da cidade de Irati – PR. O efluente foi caracterizado para os seguintes parâmetros: pH (4500_H⁺), turbidez (uT) (2130 B), demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) (4500-OC e 5210 B), demanda química de oxigênio total e solúvel (mg L^{-1}) (5220_D), fósforo total e solúvel (mg L^{-1}) (4500_P) de acordo com procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e Rice *et al.* (2012). As determinações foram feitas em triplicata.

Ensaio de flotação e sedimentação

Os tratamentos por meio de CFS e CFF foram realizados em batelada em equipamento flotateste - Nova Ética, modelo 218-3 LDB, de acordo com a metodologia proposta por Di Bernardo *et al.* (2011). O equipamento flotateste é constituído por uma câmara de pressurização, 3 jarros de 2 L cada, conjuntos de dosagem e coleta e motor-agitador que promove rotação e causa movimento da massa líquida, sendo possível realizar ensaios de flotação e de sedimentação.

As condições operacionais adotadas pra realização dos ensaios de flotação e sedimentação foram baseadas em valores disponíveis na literatura (Penetra, 2003, Santos, 2006, Di Bernardo *et al.*, 2011): gradiente de mistura rápida (Gmr): 600 s^{-1} , tempo de mistura rápida (Tmr): 10 s, gradiente de floculação (Gf): 40 s^{-1} , tempo de floculação (Tf): 20 min, percentual de recirculação (R): 20%, pressão de saturação (Psat): 5 bar, tempo de saturação (Tsat): 10 min. O coagulante utilizado nos ensaios foi o cloreto férrico (FeCl_3) diluído a partir de uma solução mãe de 20 g L^{-1} . O pH do efluente do reator tipo UASB não foi corrigido e manteve-se 7.0 (0.12).

Análise estatística dos dados

O estudo foi realizado com arranjo fatorial 3^2 – experimento fatorial com delineamento, constituído por dois fatores e três níveis para cada tipo de pós-tratamento. Na FAD, os fatores foram concentração de FeCl_3 e velocidade de flotação, que compreenderam três níveis cada, sendo três concentrações de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e três velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm min^{-1}) de acordo com estudos encontrados na literatura. Na sedimentação, o arranjo fatorial foi semelhante. Neste caso variaram-se as mesmas três dosagens de cloreto férrico e três tempos de sedimentação (30, 40 e 60 min).

Os dados obtidos foram previamente verificados quanto à normalidade por meio do Teste de Shapiro-Wilk, com nível de significância de 5% ($p\text{-valor} < 0,05$). Após a verificação da normalidade, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) e o pós-teste de Tukey dos resultados obtidos para avaliar o efeito dos fatores que influenciam na variável em estudo e a interação entre eles. As variáveis respostas determinadas foram: turbidez, DQO solúvel, DQO total, fósforo solúvel e fósforo total.

Visando gerar superfícies de resposta, utilizou-se o delineamento experimental do tipo Box-Behnken para investigar o efeito da combinação de dois fatores com três níveis (Box e Behnken, 1960).

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* Statistica 10.0 (durante o período da licença gratuita).

Resultados e discussões

Caracterização do esgoto bruto e do efluente do reator UASB

Os resultados da caracterização físico-química do esgoto bruto e do efluente do reator tipo UASB são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização físico-química do esgoto bruto e efluente do reator tipo UASB (n = 6).

Parâmetro	Esgoto Bruto	Efluente UASB
pH	7.2 (0.1)*	7 (0.12)
Turbidez (uT)	216.2 (86.2)	103.2 (16.9)
DBO (mg L ⁻¹)	441 (250.3)	111 (48.9)
DQOt (mg L ⁻¹)	600 (202.9)	178 (75.9)
DQOsol (mg L ⁻¹)	321 (97.5)	132 (75.8)
Fósforo total (mg L ⁻¹)	4.5 (1.0)	4.1 (0.9)
Fósforo solúvel (mg L ⁻¹)	2.9 (0.7)	2.5 (0.5)

Nota: DQOt- demanda química de oxigênio total; DQOsol – demanda química de oxigênio solúvel.

* Os valores indicam média aritmética e os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras; n = número de repetições.

Como pode ser observado na Tabela 1, o valor médio de pH do efluente do reator tipo UASB pode ser considerado neutro e dentro da faixa adequada para coagulação, entre 6.5 e 7.5 (Aisse *et al.*, 2001). Desta forma, o efluente não necessita de correção prévia de pH (Aisse *et al.*, 2001).

Metcalf e Eddy (2016) citam que os valores de turbidez de uma estação de tratamento específica podem ser utilizados para o controle do processo em sistemas de pós-tratamento. Considerando os resultados médios de turbidez, o reator tipo UASB atingiu remoção superior a 52% em relação ao esgoto bruto, com 103 uT no efluente. Ariano (2009) obteve valores de turbidez para o esgoto bruto e efluente de reator tipo UASB de 244 uT e 133 uT, respectivamente, com eficiência de remoção de 45%.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) a concentração de matéria orgânica em termos de DQO em esgotos sanitários de origem doméstica situa-se na faixa de 250 a 800 mg L⁻¹. Neste estudo, a DQOt média resultou em 600 mg L⁻¹ nas amostras do esgoto bruto e 178 mg L⁻¹ nas amostras do efluente do reator tipo UASB. A classificação do esgoto neste estudo é forte. Este valor resultou inferior ao obtido por Casagrande *et al.* (2016) de 232 mg.L⁻¹ e próximo ao valor de Ariano (2009) de 132 mg.L⁻¹. As eficiências de remoção de DQOt e DQOsol no reator tipo UASB foram de 70% e 59%, respectivamente, e superior ao valor médio apresentado por Campos *et al.* (2007) de 64.8%.

A relação obtida DBO/DQO de 0.7 para as amostras do esgoto bruto está na faixa estabelecida por Metcalf e Eddy (2016) para esgotos sanitários municipais de 0.3 a 0.8. Neste estudo foi

verificada relação DQO/DBO de 1.4, conforme Von Sperling (2014) relação menor que 2.5 indica fração biodegradável elevada. Ainda, segundo o mesmo autor, nas amostras brutas de esgoto sanitário de origem doméstica a relação DQO/DBO pode variar de 1.7 a 2.4.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) a concentração de fósforo em esgotos sanitários de origem doméstica situa-se na faixa de 4 a 12 mg L⁻¹, e neste estudo foram obtidas concentrações de fósforo total e de fósforo solúvel de 4.5 mg L⁻¹ e 2.9 mg L⁻¹ nas amostras de esgoto bruto, similar à verificada por Ariano (2009) de 4.5 mg L⁻¹ de fósforo total em esgoto bruto.

As concentrações médias de fósforo total e fósforo solúvel obtidas no efluente do reator tipo UASB, foram de 4.1 mg L⁻¹ e 2.1 mg L⁻¹, respectivamente, indicando baixas eficiências de remoção de 8% e 16%. Ariano (2009) obteve concentração de 3.7 mg L⁻¹ de fósforo total no efluente do reator tipo UASB, e eficiência de remoção de 17%. Os baixos índices de remoção de fósforo devem-se ao fato de que os sistemas anaeróbios não apresentam eficiência de remoção de nutrientes. O fósforo presente no reator tipo UASB é removido apenas para síntese celular, e na faixa de 1 a 2% do peso de sólidos suspensos voláteis – SSV (Metcalf e Eddy, 2016). A produção média de lodo pelo reator tipo UASB é de 0.076 gSSV dia⁻¹, com remoção de fósforo de 1.14 mg dia⁻¹ via assimilação. A remoção de fósforo em sistemas de tratamento anaeróbio somente será efetiva se for empregado sistema de pós-tratamento físico-químico, com a adição de produtos químicos (Chernicharo, 2016).

A variação nos valores dos parâmetros estudados do esgoto bruto (Tabela 1) é maior que a variação nos valores dos parâmetros analisados no efluente do reator tipo UASB, indicando que a variabilidade na qualidade do efluente do reator é menor quando comparada à do esgoto bruto. Desta forma, a opção pela dosagem de coagulantes no efluente de reatores anaeróbios, ao invés da dosagem no esgoto bruto, resulta em menor variabilidade na qualidade do efluente e contribui para melhor controle na dosagem de produtos químicos.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: turbidez

Os resultados das análises de variância para remoção de turbidez na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 2. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores velocidade de sedimentação (Vf) ou tempo de sedimentação (Ts, min), dosagem (mg L⁻¹), Vf * dosagem ou Ts * dosagem, com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

No pós-tratamento por FAD, conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, apenas a dosagem de FeCl₃ interferiu significativamente na remoção de turbidez (p-valor = 0.01630 < 0.05). É importante ressaltar que os valores de velocidade de flotação (Vf) estão diretamente relacionados às taxas de aplicação superficial, e, neste caso, a remoção de turbidez independe da taxa de aplicação superficial.

O Teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L⁻¹ foi estatisticamente mais eficiente na remoção de turbidez, pois apresentou a menor média residual (17.1 uT).

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito que a FAD, em que apenas a dosagem de coagulante foi significativa (p-valor = 0.000000 < 0.05). No pós-teste de Tukey foi observada melhor resposta com a dosagem de 100 mg L⁻¹ (p-valor = 0.98996 > 0.05) para os parâmetros físico-químicos analisados.

Mesmo sendo insignificante, observa-se que com o aumento das taxas de aplicação, há tendência de aumento da turbidez. Porém, o efeito da dosagem é mais perceptível e, valores menores que 100 mg L⁻¹ de FeCl₃ aumentam a turbidez (Figura 1). De acordo com a Figura 1a, os menores valores residuais de turbidez se concentram entre o ponto inferior da velocidade de flotação, de 5 cm min⁻¹, e o ponto superior da dosagem, de 100 mg L⁻¹, com residual de 17.1 uT e eficiência de remoção de 83.4%. Entretanto, no momento em que foi elevada a velocidade de flotação até seu ponto superior de 15 cm min⁻¹ e diminuiu-se a dosagem até seu ponto inferior próximo de 0 mg L⁻¹, os valores residuais de turbidez aumentaram proporcionalmente, atingindo 89 uT, com 41.3% de eficiência de remoção.

Na Figura 1b é possível notar o menor valor residual no ponto superior da dosagem do coagulante e do tempo de sedimentação de 100 mg L⁻¹ e 60 min, respectivamente, alcançando 90.8% de eficiência de remoção (residual de 9.4 uT). A diminuição da dosagem e do tempo de sedimentação acarretou aumento do residual de turbidez até 65.8 uT e eficiência de remoção de 36% (nas condições de 0 mg L⁻¹ de FeCl₃ e Ts = 30 min).

A eficiência de remoção de turbidez obtida neste ensaio de 91.2%, foi superior àquela alcançada no pós-tratamento por FAD de 83.4%.

Tabela 2. Resultados da análise de variância (ANOVA) para remoção de turbidez na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	2273	1136.4	1.5758	3.23*	0.21805
	Dosagem	2	6515	3257.7	4.5173	3.23*	0.01630
	Vf * Dosagem	4	1677	419.4	0.5815	2.61*	0.67757
	Resíduo	45	32452	721.1			
	Total	53	42917				
Sedimentação	Ts	2	28	13.8	0.0205	3.23*	0.97976
	Dosagem	2	26001	13000.4	19.2475	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	197	49.4	0.0731	2.61*	0.98996
	Resíduo	45	30394	675.4			
	Total	53	56620				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

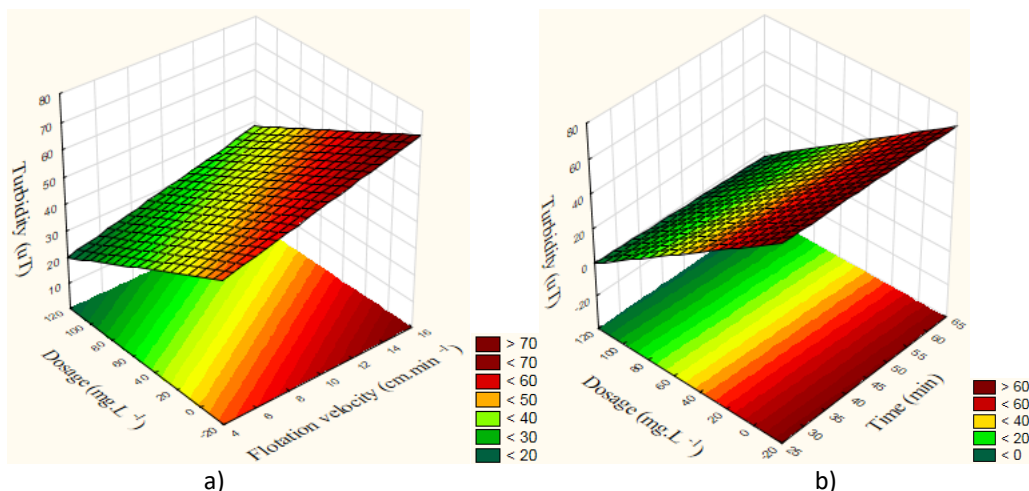


Figura 1. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para turbidez na FAD e sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: fósforo solúvel

Os resultados das análises de variância para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 3. Na FAD, a dosagem de FeCl_3 (p -valor=0.000000<0.05) e a velocidade de flotação (p -valor=0.014047<0.05) interferiram significativamente na remoção de fósforo solúvel. Diante disso, observa-se que a dosagem de FeCl_3 e as taxas de aplicação superficial foram importantes na remoção do fósforo solúvel. O pós-teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente na remoção de fósforo solúvel. Em relação à velocidade de flotação, as velocidades de $5 \text{ e } 8 \text{ cm min}^{-1}$ foram estatisticamente mais eficientes.

Na sedimentação, somente o fator dosagem de FeCl_3 (p -valor = $0.000000 < 0.05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel. As concentrações de $50 \text{ e } 100 \text{ mg L}^{-1}$ não diferiram entre si e foram estatisticamente mais eficientes (pós-teste de Tukey). O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel ($p = 0.75698 > 0.05$).

As superfícies de resposta geradas a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação são apresentadas na Figura 2. Os menores valores residuais de fósforo solúvel foram observados nas velocidades de flotação de $5 \text{ e } 8 \text{ cm min}^{-1}$ e na dosagem de 100 mg L^{-1} , com eficiência de remoção de 92% e residual de 0.2 mg L^{-1} (Figura 2a). Com a diminuição das dosagens de FeCl_3 , os valores residuais elevaram-se significativamente, propiciando valor máximo de remoção de 28% e residual de 1.8 mg L^{-1} de fósforo solúvel (nas condições 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e $V_f = 15 \text{ cm min}^{-1}$).

Na Figura 2b é possível observar que os menores valores residuais se encontram no ponto inferior da dosagem de 100 mg L⁻¹, com pouca elevação no residual de fósforo solúvel pelo aumento do tempo. Entretanto, o efeito da variação do tempo de sedimentação não foi estatisticamente significativo na remoção de fósforo solúvel. Neste ensaio obteve-se eficiência de remoção de 92% e residual de 0.2 mg L⁻¹ de fósforo solúvel. Contudo, a partir do momento em que foi diminuída a dosagem de cloreto férrico, os valores residuais de fósforo solúvel aumentaram até 2.1 mg L⁻¹, com eficiência de remoção de 16% sem emprego do coagulante. A mesma remoção foi obtida no ensaio de pós-tratamento por FAD.

Tabela 3. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	0.1886	0.0943	4.70	3.23*	0.014047
	Dosagem	2	24.7563	12.3782	616.43	3.23*	0.000000
	Vf * Dosagem	4	0.1529	0.0382	1.9	2.61*	0.126218
	Resíduo	45	0.9036	0.0201			
	Total	53	26.0015				
Sedimentação	Ts	2	0.086	0.0432	0.28	3.23*	0.75698
	Dosagem	2	30.934	15.4668	100.26	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	0.537	0.1342	0.87	2.61*	0.48925
	Resíduo	45	6.942	0.1543			
	Total	53	38.499				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

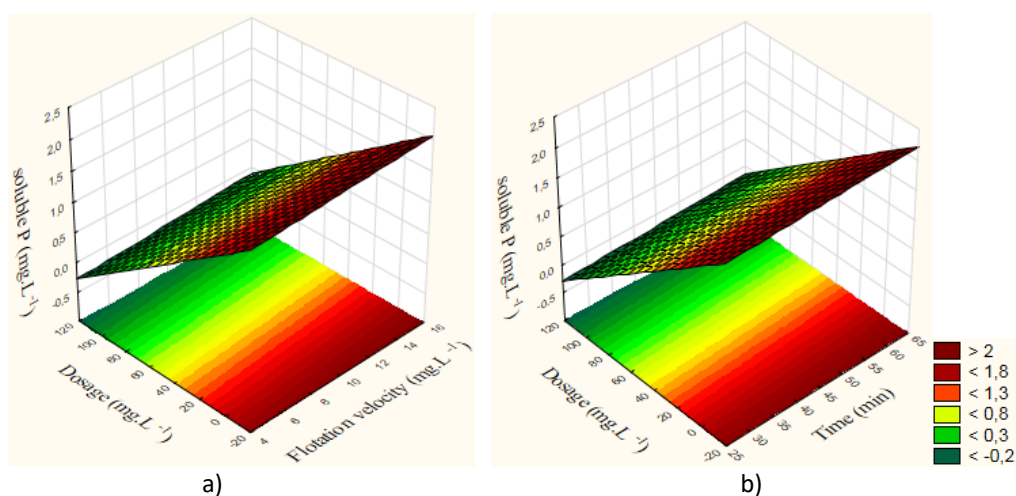


Figura 2. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para fósforo solúvel na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: fósforo total

Os resultados das análises de variância para remoção de fósforo total na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 4. Na FAD, conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a dosagem de FeCl_3 interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p=0.00000 < 0.05$), sendo a dosagem de 100 mg L^{-1} mais eficiente (pós-teste de Tukey). A velocidade de flotação não interferiu na remoção deste parâmetro ($p=0.08282 > 0.05$).

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito que na FAD, em que o fator dosagem de FeCl_3 ($p\text{-valor} = 0.000000 < 0.05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo total (100 mg L^{-1} , estatisticamente mais eficiente). O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p\text{-valor} = 0.85602 > 0.05$).

Tabela 4. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de fósforo total na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F_{cal}	F_{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	1.468	0.7341	2.634	3.23*	0.08282
	Dosagem	2	26.149	13.0745	46.917	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	0.921	0.2303	0.826	2.61*	0.51537
	Resíduo	45	12.540	0.2787			
	Total	53	41.078				
Sedimentação	Ts	2	0.132	0.0679	0.156	3.23*	0.85602
	Dosagem	2	53.099	26.5493	60.984	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	0.136	0.0340	0.078	2.61*	0.98864
	Resíduo	45	19.591	0.4353			
	Total	53	72.961				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

Observa-se que o ponto ótimo de remoção de fósforo total na Figura 3a foi exatamente no ponto inferior da velocidade de flotação e superior da dosagem, 100 mg L^{-1} e 5 cm min^{-1} , respectivamente, obtendo-se residual de 0.5 mg L^{-1} e 87.8% de eficiência de remoção. Por outro lado, nota-se que os valores residuais de fósforo total aumentam ligeiramente com a diminuição da dosagem de cloreto férrico, até 2.6 mg L^{-1} de residual e 36.5% de eficiência de remoção (nas condições de 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e $V_f = 15 \text{ cm min}^{-1}$).

Verifica-se, a partir da Figura 3b, que os menores valores residuais de fósforo total se encontram no ponto superior da dosagem e do tempo de sedimentação de 100 mg L^{-1} e 60 min, respectivamente, alcançando eficiência de remoção de 90.2% (residual de 0.4 mg L^{-1}).

Entretanto, com a diminuição da dosagem do cloreto férrico e do tempo de sedimentação até próximo de 0 mg L^{-1} e 30 min , respectivamente, os valores residuais de fósforo total, elevaram-se para 2.8 mg L^{-1} , com eficiência de remoção de 31.7% . Em comparação ao ensaio da FAD, em que obteve-se eficiência de remoção de fósforo total de 87.8% na sedimentação, a remoção foi similar, atingindo 90.2% .

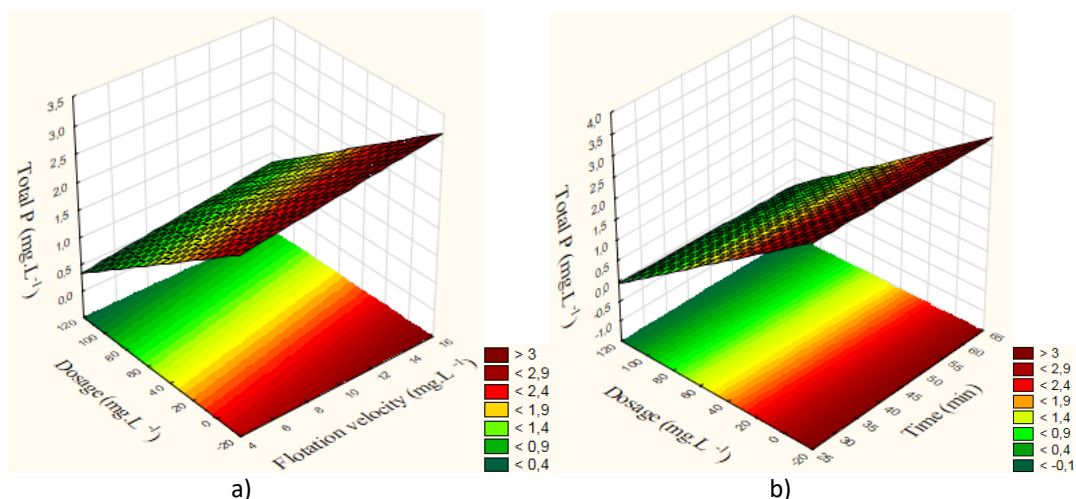


Figura 3. Superfície de resposta gerada mediante planejamento fatorial para fósforo total na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: DQO total

Os resultados das análises de variância para remoção de DQO total na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 5.

Na FAD, a dosagem do FeCl_3 ($p=0.000000 < 0.05$) e a velocidade de flotação ($p=0.000000 < 0.05$) interferiram significativamente na remoção da DQO total. O pós-teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual da DQO total. Em relação à velocidade de flotação, a velocidade de 5 cm min^{-1} foi estatisticamente mais eficiente que as demais.

Na sedimentação, o fator dosagem do FeCl_3 ($p=0.00256 < 0.05$) e o fator tempo de sedimentação ($p=0.00013 > 0.05$) interferiram significativamente na remoção de DQO total. Neste caso, além das dosagens do FeCl_3 (50 e 100 mg L^{-1} estatisticamente mais eficientes), as taxas de aplicação superficial também foram importantes na remoção de DQO total (tempos de 45 e 60 min estatisticamente mais eficientes).

Tabela 5. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de DQO total na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	11684	5842.1	57.848	3.23*	0.00000
	Dosagem	2	58746	29373.2	290.852	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	540	134.9	1.336	2.61*	0.27141
	Resíduo	45	4545	101.0			
	Total	53	75515				
Sedimentação	Ts	2	11786	5893.2	11.0171	3.23*	0.00013
	Dosagem	2	7312	3656.1	6.8349	3.23*	0.00256
	Ts * Dosagem	4	372	93.0	0.1738	2.61*	0.95070
	Resíduo	45	24071	534.9			
	Total	53	43541				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

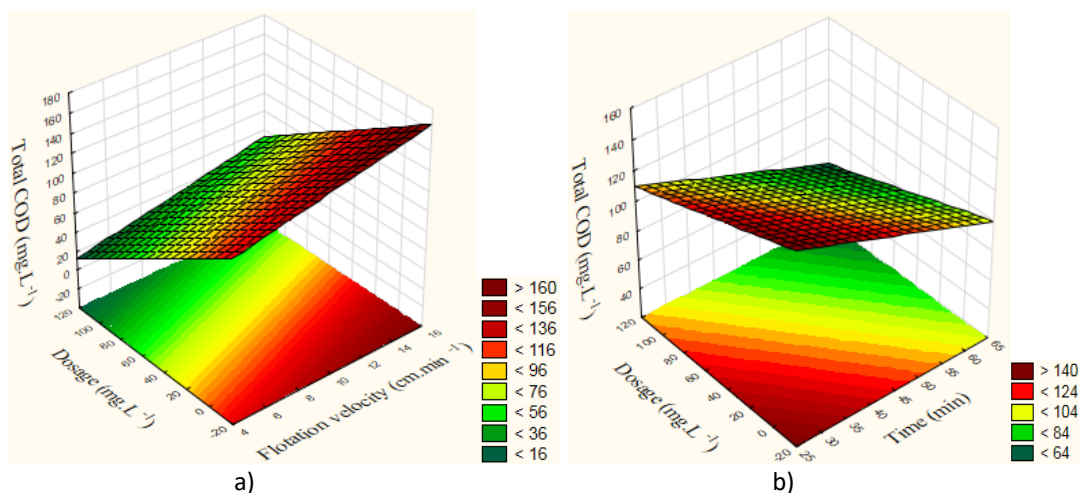


Figura 4. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para DQO total na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação

De acordo com a Figura 4a, os menores valores residuais de DQO total situam-se no ponto inferior da velocidade de flotação de 5 cm min⁻¹ e no ponto superior da dosagem de 100 mg L⁻¹, alcançando eficiência de 82.2% de remoção de DQO total, com residual de 31.6 mg L⁻¹. Os maiores valores residuais de DQO total foram verificados principalmente quando diminuída a dosagem de coagulante, atingindo 151.5 mg L⁻¹ de DQO total residual e 14.8% de eficiência de remoção (nas condições 0 mg L⁻¹ de FeCl₃ e 15 cm min⁻¹).

Verifica-se na Figura 4b que os menores valores residuais de DQO total encontram-se nos pontos superiores da dosagem (50 e 100 mg L⁻¹) e nos pontos superiores do tempo de sedimentação

(45 min e 60 min), alcançando eficiência de remoção de 58.3% (74.1 mg L⁻¹ de residual). Por outro lado, ao diminuir a dosagem do coagulante e o tempo de sedimentação, os valores residuais de DQO total elevaram-se. Testes realizados sem o emprego do coagulante cloreto férrico e com tempos de sedimentação de 30 min, resultaram em eficiência de remoção de apenas 23.7% com residual de 135.7 mg L⁻¹ da DQO total.

A eficiência de remoção da DQO total neste ensaio de sedimentação, de 58.3%, foi inferior à eficiência de 82.2% obtida na FAD (residual de 31.6 mg L⁻¹).

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: DQO solúvel

Os resultados das análises de variância para remoção de DQO solúvel na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 6. Na FAD, a dosagem de FeCl₃ (p-valor = 0.000000 < 0.05) e a velocidade de flotação (p=0.00020<0.05) interferiram significativamente na remoção da DQO solúvel. Assim, as taxas de aplicação superficial e as dosagens de FeCl₃ foram importantes para remoção de DQO solúvel e total. O pós-teste de Tukey demonstrou que a dosagem de 100 mg L⁻¹ e as velocidades 5 e 8 cm min⁻¹ foram estatisticamente mais eficientes.

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito da FAD, o fator dosagem de FeCl₃ (p=0.00000<0.05) e o fator tempo de sedimentação (p=0.00000>0.05) interferiram significativamente na remoção de DQO solúvel. O pós-teste de Tukey demonstrou que a dosagem de 100 mg L⁻¹ e o tempo de sedimentação de 60 min foram estatisticamente mais eficientes. A dosagem de FeCl₃ e as taxas de aplicação superficial foram importantes na remoção da DQO solúvel.

Os menores valores residuais de DQO solúvel (Figura 5a), concentraram-se no ponto inferior da velocidade, 5 e 8 cm min⁻¹, e no ponto superior da dosagem, 100 mg L⁻¹, em que atingiu-se 74% de eficiência de remoção (residual de 34.2 mg L⁻¹). Todavia, quando testadas dosagens de cloreto férrico mais baixas e velocidades de flotação mais altas (15 cm min⁻¹), elevaram-se os valores residuais de DQO solúvel, obtendo-se eficiência de remoção de apenas 16.7% (residual de 115.3 mg L⁻¹).

Na Figura 5b é possível observar que o menor valor residual de DQO solúvel, localiza-se no ponto superior da dosagem de 100 mg L⁻¹, e no ponto superior do tempo de sedimentação, de 60 min, alcançando-se eficiência de remoção de 61.5% e residual de 50.8 mg.L⁻¹ da DQO solúvel. A diminuição das dosagens de cloreto férrico e dos tempos de sedimentação, acarretaram no aumento dos valores residuais da DQO solúvel (118.5 mg.L⁻¹), atingindo-se eficiência de remoção de 10.2% (nas condições 0 mg L⁻¹ de FeCl₃ e Ts = 30 min).

A eficiência na remoção de DQO solúvel obtida neste ensaio de sedimentação de 61.5% foi inferior à obtida no pós-tratamento por FAD de 74% (residual de 34.2 mg L⁻¹).

Tabela 6. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de DQO solúvel na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	4658	2320.0	10.386	3.23*	0.00020
	Dosagem	2	30497	15248.4	67.997	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	284	71.1	0.317	2.61*	0.86504
	Resíduo	45	10091	224.2			
	Total	53	45531				
Sedimentação	Ts	2	12048.5	6024.2	27.5121	3.23*	0.00000
	Dosagem	2	9260.7	4630.4	21.1464	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	229.4	57.4	0.2619	2.61*	0.90082
	Resíduo	45	9853.5	219.0			
	Total	53	31392.1				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

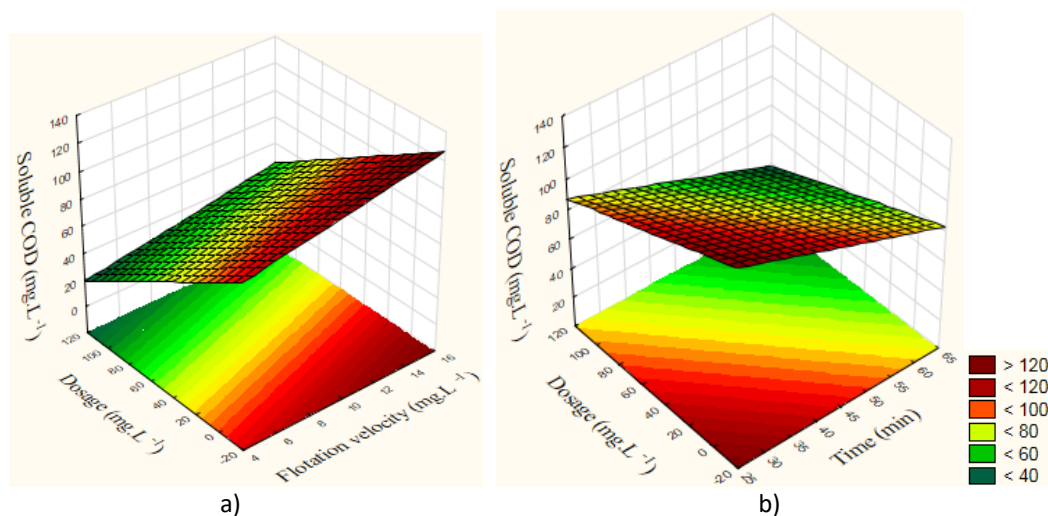


Figura 5. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para DQO solúvel na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Conclusão

A interação entre os dois fatores na FAD (dosagem de FeCl₃ e velocidade de flotação) e na sedimentação (dosagem de FeCl₃ e tempo de sedimentação) não resultou significativa nos casos estudados, concluindo-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente.

Com base nas análises estatísticas e nas condições testadas, a interferência das dosagens de FeCl_3 na remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total e fósforo solúvel é mais importante que a interferência das taxas de aplicação superficial. As taxas de aplicação superficial não foram importantes na FAD para remoção de turbidez e fósforo solúvel e na sedimentação para remoção de turbidez, fósforo solúvel e fósforo total.

A dosagem de 100 mg L^{-1} de FeCl_3 apresenta-se mais efetiva no pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e no pós-tratamento por sedimentação. O emprego de 50 mg L^{-1} de cloreto férrico no pós-tratamento por FAD ($V_f = 5 \text{ cm min}^{-1}$) e por sedimentação ($T_s = 60 \text{ min}$) acarretou em resultados altamente satisfatórios, com baixos residuais dos parâmetros estudados. Entretanto, devido a variação das características físico-químicas do efluente do reator anaeróbio, considerou-se a dosagem de 100 mg L^{-1} de cloreto férrico mais efetiva.

A partir dos dados obtidos em escala de laboratório conclui-se que os métodos de pós-tratamentos empregados por FAD e sedimentação apresentam ótimo desempenho no que concerne à remoção de fósforo total e solúvel.

Referências

- Aisse, M.M., Jurgensen, D., Lobato, M.B., Além Sobrinho, P. (2001) Avaliação do sistema de reator RALF e flotação por ar dissolvido no tratamento de esgoto sanitário, *XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.
- APHA. AWWA, WPCF. (2012) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition, Washington, USA.
- Ariano, G. C. (2009) *Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 193 pp.
- Boeykens, S. P., Piol, M. N., Samudio Legal, L., SARA Saralegui, A. B., V'azquez, C. J. (2017) Eutrophication decrease: phosphate adsorption processes in presence of nitrates. *Journal of Environmental Management*, 203, 888–895. Acesso em 20 de abril de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717304851>
- Campos, J.R., Reali, M.A.P., Dombroski, S.A.G., Marchetto, M., Lima, M.R.A. (1996) Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios, *XXV Congresso Interamericano Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, México.
- Casagrande, L.E.M., Freitas, B. O., Nascimento, M.F. (2016) Sistema combinado de flotação por ar dissolvido e filtração adsorptiva em zeólita para tratamento de efluente de reator UASB, *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, 12(1). <https://doi.org/10.5216/reec.v12i1.37116>
- Chen, A., Wang, Z., Yang, J. (2016) Influence of bubble size on the fluid dynamic behavior of a daf tank: A 3D numerical investigation, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 495, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.10.039>
- Chernicharo, L.A.C. (2016) *Anaerobic reactors*, v. 5, IWA publishing, Belo Horizonte: UFMG, 184 pp.
- Di Bernardo, L., Dantas, A.D.B., Voltan, P.E.N. (2011) *Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*, São Carlos: Ldibe, 454 pp.

- Fang, L., Liu, R., Li, J., Xu, C., Huang, LZ, Wang, D. (2018) Magnetite/Lanthanum hydroxide for phosphate sequestration and recovery from lake and the attenuation effects of sediment particles, *Water research*, 130, 243-254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.008>
- Ferreira Filho, S. F. Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento—Um Guia Prático para Alunos e Profissionais. Elsevier Brasil, 2017.
- Huang, J., Xu, C.C., Ridoutt, B.G., Wang, X.C., Ren, P.A. (2017) Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China, *Journal of Cleaner Production*, 159, 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.008>
- Karczmarczyk, A., Baryła, A., Bus, A. (2014). Effect of P-reactive drainage aggregates on green roof runoff quality, *Water*, 6(9), 2575-2589. <https://doi.org/10.3390/w6092575>
- Kolařík, J., Pruček, R., Tuček, J., Filip, J., Sharma, V. K., Zbořil, R. (2018) Impact of inorganic ions and natural organic matter on arsenates removal by ferrate (VI): Understanding a complex effect of phosphates ions. *Water research*, 141, 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.024>
- Liu, J., Wang, G., Lu, L., Guo, Y., & Yang, L. (2017) Facile shape-controlled synthesis of lanthanum oxide with different hierarchical micro/nanostructures for antibacterial activity based on phosphate removal. *RSC advances*, 7(65), 40965-40972. <https://doi.org/10.1039/C7RA07521A>
- Metcalf, L., Eddy, H.P. (2016) *Effluent treatment and resource recovery*, 5ª ed., New York: McGraw-Hill, 2012 pp.
- Penetra, G. R. (2003) *Flotação aplicada ao pós-tratamento do efluente de reator anaeróbico de leito expandido tratando esgoto sanitário*, Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 312 pp.
- Mota, F., Von Sperling, M. (2009) *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*, v. 2, PROSAB, Rio de Janeiro, RJ.
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., Clesceri, L. S. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation.
- Santos, P. R. D., Daniel, L. A. (2017) Dissolved air flotation as a potential treatment process to remove Giardia cysts from anaerobically treated sewage. *Environmental technology*, 38(19), 2392-2399. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262461>
- Santos, H. R. (2006) *Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbico de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação*, Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil, 331 pp.
- Song, L., Huo, J., Wang, X., Yang, F., He, J., Li, C. (2016) Phosphate adsorption by a Cu (II)-loaded polyethersulfone-type metal affinity membrane with the presence of coexistent ions. *Chemical Engineering Journal*, 284, 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.146>
- Von Sperling, M. (2014). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 4ª ed., Minas gerais, Brasil, 452 pp.
- Wang, W., Ma, C., Zhang, Y., Yang, S., Shao, Y., Wang, X. (2016) Phosphate adsorption performance of a novel filter substrate made from drinking water treatment residuals. *Journal of Environmental Sciences*, 45, 191-199. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.01.010>