

Esgoto doméstico tratado em filtro biológico aerado naturalmente utilizando resíduo da construção civil como meio suporte

Treated domestic sewage in a naturally aerated biological filter using ceramic block as a support medium



• **Data de entrada:**
25/05/2020



• **Data de aprovação:**
18/02/2022

José Jefferson do Carmo Azevedo^{1*} | Victória Bermudez¹ | Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa¹ | Glória Maria Marinho Silva¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.017>

ORCID ID

Azevedo JJC  <https://orcid.org/0000-0002-4856-1304>
Bermudez V  <https://orcid.org/0000-0002-8105-8735>

Pessoa KAR  <https://orcid.org/0000-0003-4340-0269>
Silva GMM  <https://orcid.org/0000-0002-2515-5856>

Resumo

A poluição dos corpos hídricos causada pela falta de tratamento de esgoto tem causado problemas ambientais, entre eles a mortandade da vida aquática e a eutrofização. Muitas tecnologias foram desenvolvidas para tratamento de águas residuárias com bons resultados, porém com custos elevados. Partindo dessa premissa, foi desenvolvido um filtro biológico aerado naturalmente, preenchido com resíduos da construção civil (fragmentos de bloco cerâmico), com porosidade de 71,40%, operando com tempo de reação (TR) de 7 dias, de baixo custo e simplicidade operacional. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a remoção de demanda química de carbono (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total no tratamento de esgoto doméstico sintético, utilizando um filtro biológico aerado naturalmente, preenchido com meio suporte submerso de elevado índice de vazios. Os resultado de remoção média para DQO foi de $76,72 \pm 24,60$, para amônia de $81,50 \pm 2,46\%$, e para fósforo total de $65,92 \pm 9,77\%$. Portanto, o sistema desenvolvido apresentou desempenho satisfatório, visto a não utilização de aeradores e uso de meio suporte sem nenhum tratamento químico.

Palavras-chave: Filtro biológico aerado. Meio suporte. Bloco cerâmico.

Abstract

The pollution of water bodies caused by the lack of sewage treatment has caused environmental problems, including the death of aquatic life and eutrophication. Many technologies have been developed for wastewater treatment with good results, but with high costs. Based on this premise, a naturally aerated biological filter was developed, filled with civil construction waste (ceramic block fragments), with a porosity of 71.40%, operating with a reaction time (TR) of 7 days, of low cost and operational simplicity. The objective of this research was to evaluate the removal of chemical carbon demand (COD), ammonia nitrogen and total phosphorus in the treatment of synthetic domestic sewage, using a naturally aerated biological filter filled with a submerged support medium with a high void ratio. The mean removal result for COD was 76.72 ± 24.60 , for ammonia $81.50 \pm 2.46\%$, and for total phosphorus $65.92 \pm 9.77\%$. Therefore, the developed system presented satisfactory performance, given the non-use of aerators and the use of a support medium without any chemical treatment.

Keywords: Aerated biological filter. Half support. Ceramic block.

¹ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** jeffersonazevedo1@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o mundo todo está enfrentando o problema da falta de água potável. Esse problema aumenta a cada ano e, como resultado, os corpos hídricos existentes não estão suportando o aumento do consumo de água pelas atividades humanas. Ano a ano os recursos hídricos de boa qualidade estão se tornando insuficientes para atender à demanda. Segundo Ibrahim et al. (2020), o aumento populacional, o desenvolvimento da indústria e as mudanças climáticas têm impactado negativamente os recursos hídricos, tanto em quantidade como em qualidade.

Paralelamente ao consumo de água, há a geração de águas residuárias. Vários poluentes podem ser encontrados nos esgotos domésticos, dentre eles o nitrogênio, o fósforo e a matéria orgânica. Em quantidades acima do limite, esses contaminantes são capazes de promover a deterioração da qualidade da água e a degradação dos corpos hídricos, tendo como consequência a eutrofização (LI et al., 2020; TAESOPAPONG E RATANATAMSKUL, 2020). Chang et al. (2019) enfatizam que a eutrofização e a falta de água potável são problemas globais.

Son et al. (2020) explicam que os processos de tratamento convencionais apresentam limitações para a remoção de nutrientes, e que os padrões de qualidade de tratamento de esgotos estão cada vez mais rigorosos. Por isso, diversas opções de tratamento de esgoto foram desenvolvidas: filtragem por membrana, processos oxidativos avançados (POA), POA eletroquímico, wetlands construídos, filtros biológicos, entre outros (THALLA et al., 2019; MOREIRA et al., 2016; CARRA et al., 2016).

Os filtros biológicos aerados (FBA) estão sendo amplamente utilizados no tratamento de esgotos. Essa tecnologia se destaca por suportar maiores cargas de poluentes por unidade de volume, menor consumo de energia, menor de-

manda por área e menor geração de lodo comparado a outras plantas tecnológicas de tratamento (SON et al., 2020).

O filtro biológico avaliado nesta pesquisa é aerado naturalmente e foi preenchido com fragmentos de bloco cerâmico com tamanho inferior a 10,00 cm. O material de enchimento, também chamado de meio suporte, possui porosidade de 71,40% e serve para formação do biofilme e fixação da biomassa em sua superfície. O meio suporte utilizado é um resíduo da construção civil, logo a reutilização desse tipo de material colabora com a conservação do meio ambiente.

Nesse contexto, o objetivo central desta pesquisa foi avaliar a remoção de demanda química de carbono (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total no tratamento de esgoto doméstico sintético, utilizando um filtro biológico aerado naturalmente preenchido com meio suporte submerso de elevado índice de vazios.

2 METODOLOGIA

2.1 Localização do sistema de tratamento

A área de estudo desta pesquisa está localizada na Universidade Federal do Ceará, campus do Pici, Fortaleza-CE, Brasil, nas coordenadas geográficas UTM (547.317,00 m E; 9.586.072,00 m S).

2.2 Configuração do filtro biológico (FBA)

O sistema possuía um reservatório elevado, de 1 m³ de volume, onde o esgoto sintético era produzido para ser distribuído ao restante do sistema, e dois FBA (FBA1 e FBA inoperante), de escoamento vertical descendente com fundo saturado. O FBA 1 foi preenchido apenas com fragmentos de resíduo da construção civil (bloco cerâmico). Os blocos cerâmicos foram fragmentados com um martelo em tamanhos menores

que 10,00 cm. O filtro foi preenchido até a altura de 35,00 cm.

O sistema utiliza água bruta, sem cloro, captada de um poço profundo, que era bombeada para um reservatório de alvenaria existente. A partir desse reservatório a água enchia o reservatório elevado do sistema proposto.

Para a confecção do FBA1 foi utilizada bombona de polipropileno de 1,00 m³, com dimensões de 1,00 m de largura (L), 1,00 m de comprimento (C) e 1,00 m de altura (A). A bombona foi cortada transversalmente para obter um volume total de 0,70 m³, ou seja, 1,00 m de (L), 1,00 m de (C) e 0,70 m (A). Na Fig. 1 é ilustrado o layout geral do sistema proposto implantado.

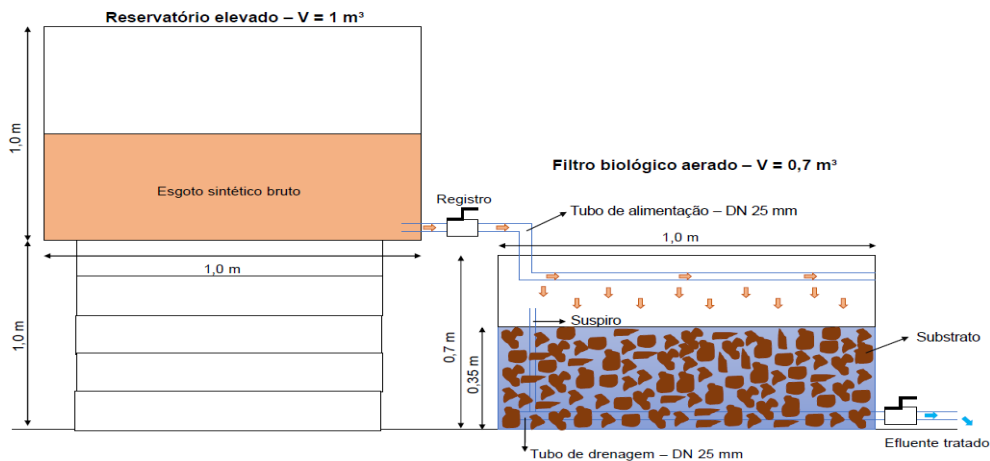


Figura 1 - Sistema proposto.

Fonte: Autor, 2020.

A alimentação era realizada por gotejamento e a drenagem do efluente tratado no FBA 1 era realizada por um conjunto de tubulações, de polícloreto de polivinila (PVC), diâmetro nominal (DN) 25,00 mm. O conjunto de alimentação era suspenso 30,00 cm do meio suporte, e possuía 3 tubos com 90,00 cm de comprimento cada, com orifícios de 0,05 cm de diâmetro, espaçados 5,00 cm entre si. O conjunto de drenagem é similar ao de alimentação, instalado a 5,00 cm do fundo do FBA. Também foi instalado um tubo de 25,00 mm de diâmetro, vertical, conectado ao conjunto de drenagem, para melhorar o aporte de oxigênio no filtro (DABROWSKI et al., 2017).

2.3 Operação e monitoramento

O esgoto sintético era distribuído uniformemente sobre a superfície do FBA1, até total saturação

ou imersão do meio suporte, em um único pulso de 250 L, semanal, todas as segundas-feiras. Após a alimentação, o esgoto permanecia em repouso, em contato com o meio suporte até completar o tempo de reação (TR) de 7 dias. Ao completar o TR, o efluente tratado era removido e o FBA 1 era alimentado novamente.

O início de operação do sistema, com esgoto sintético, ocorreu no dia 19 de agosto de 2019, às 9 h, com a alimentação do FBA 1. Previamente ao início da operação, do dia 5 ao dia 19 de agosto, o sistema foi alimentado somente com água, captada em poço profundo sem desinfecção, para que ocorresse a formação do biofilme nos resíduos da construção civil (fragmentos de bloco cerâmico).

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi realizado por 105 dias, no período de 19

de agosto a 02 de dezembro de 2019, equivalente a 15 semanas. Esse período foi dividido em 3 fases: fase 1 (semana 1 e 2), concentração de DQO flutuou de 300 a 500 mg.L⁻¹; fase 2 (semana 3 a 11), concentrações de DQO menores de 200 mg.L⁻¹ e fase 3 (semana 12 a 15) com concentrações de DQO superiores a 1.000 mg.L⁻¹.

As coletas eram realizadas no horário das 8:00 às 9:00 h, às segundas-feiras, e padronizadas como (T 0 h), quando a coleta era feita na tubulação que alimenta o filtro, às quartas-feiras como (T 48 h), às quintas-feiras como (T 72 h) e às segundas-feiras próximas como (T 168 h) com a abertura do registro no fundo do filtro. Após a coleta (T 168 h) era feita nova alimentação do sistema.

Todas as análises físico-químicas de pH, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LA-TAM), do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), campus Benfica, de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater (23^a edição, 2017), em duplicata.

2.4 Esgoto sintético

O esgoto sintético utilizado é classificado como água cinza, ou seja, água oriunda de pias, tanques e chuveiros. Para a produção de 100 L foram utilizados os produtos e quantidades mencionados na Tabela 1.

O esgoto sintético que alimentava o FBA1 era preparado de acordo com a composição apresentada na Tabela 1 até a semana 11. A partir da semana 12 até a semana 15, foram adicionados ao esgoto sintético mais 300 g de sacarose

(C₁₂H₂₂O₁₁) para alimentar o FBA 1. O objetivo era aumentar a concentração de matéria orgânica no esgoto sintético.

Tabela 1 - Composição do esgoto sintético simulando água cinza doméstica.

Produto	Quantidade
Celulose microcristalina	0,15 g
Fosfato de potássio	1,32 g
Cloreto de sódio	25,00 g
Extrato de carne	10,00 g
Amido solúvel	0,50 g
Sacarose	0,87 g
Cloreto de amônio	5,10 g
Pasta de dente	2,00 g
Shampoo	100 gotas
Sabonete líquido	100 gotas
Cloreto de magnésio	0,70 g
Cloreto de cálcio	0,45 g
Bicarbonato de sódio	10,00 g

Fonte: Adaptado Abed e Miklas (2016).

Além dos produtos citados na Tabela 1, foram adicionados 5 L de esgoto *in natura* de uma pia de banheiro residencial como fonte de material microbiológico, no esgoto sintético, em todas as semanas de operação, evitando realizar a inoculação com lodo de outros reatores. O esgoto *in natura* adicionado foi fundamental para promover o surgimento de micro-organismos e acelerar a formação de biomassa ativa capaz de remover poluentes presentes no esgoto.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização físico-química do esgoto sintético

Na Tabela 2 está apresentada a caracterização físico-química do esgoto utilizado para alimentação do FBA1.

Tabela 2 - Caracterização físico-química do esgoto bruto.

Parâmetro	Unidade	Fase	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
pH	-	1	5,83	5,40	6,26	0,43
		2	5,47	4,50	6,80	0,61
		3	5,45	5,30	5,50	0,09
Amônia	mg.L ⁻¹	1	1,77	1,66	1,87	0,11
		2	1,94	1,71	2,47	0,21
		3	1,56	1,38	1,94	0,22
Fósforo	mg.L ⁻¹	1	0,78	0,72	0,83	0,06
		2	1,19	0,79	1,77	0,32
		3	1,10	0,76	1,26	0,20
DQO	mg.L ⁻¹	1	439,57	365,57	513,56	74,00
		2	112,23	49,51	168,12	37,29
			1.239,78	1.078,33	1.526,52	174,25

Fonte: Autor, 2020.

O pH do esgoto sintético apresentou-se ácido durante todas as semanas de operação, sendo o maior pH igual a 6,80, o menor igual a 4,50, e o pH médio $5,83 \pm 0,43$ na fase 1), $5,47 \pm 0,61$ na fase 2 e $5,45 \pm 0,09$ na fase 3. Segundo Jordão e Pessoa (2005), o pH de efluentes sanitários normalmente varia de 6,5 a 7,5, valores diferentes do pH do esgoto sintético em estudo.

No que se refere à concentração de amônia, foram observados valores médios de $1,77 \pm 0,11$ mg.L⁻¹ (fase 1), $1,94 \pm 0,21$ mg.L⁻¹ (fase 2) e $1,56 \pm 0,22$ mg.L⁻¹ (fase 3). A maior e a menor concentração em todas as semanas do monitoramento foram de 2,47 mg.L⁻¹ (fase 2) e 1,38 mg.L⁻¹ (fase 3). A Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, que trata sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, destaca que a concentração de amônia não deve ser superior a 20,00 mg.L⁻¹. De acordo com Oliveira (2012), para pH inferior a 8, a forma amoniaca predominante é o íon amônio (NH₄⁺). Como neste estudo o pH esteve abaixo desse valor, a forma de amônia no FBA era o íon (NH₄⁺).

A DQO foi o parâmetro que mais flutuou sua concentração: menor valor 49,51 mg.L⁻¹ (fase 2) e maior valor 1.526,52 mg.L⁻¹ (fase 3). Na fase 1, início da operação, os micro-organismos presentes no esgoto produzido começam a se adaptar

e multiplicar, a concentração média era $439,57 \pm 74,00$ mg.L⁻¹. Na fase 2, obtivemos as menores concentrações, sendo a DQO média $112,23 \pm 37,29$ mg.L⁻¹. Na fase 3, devido à adição de sacarose, as concentrações foram superiores a 1.000 mg.L⁻¹, alcançando uma média de $1.239,78 \pm 174,25$ mg.L⁻¹.

Outros estudos também relatam variação de DQO. Cui et al. (2019) avaliaram dois filtros biológicos aerados em sequência tratando esgoto doméstico com DQO entre 90 e 300 mg.L⁻¹. Abdelhakeem et al. (2016) relataram que a concentração de DQO no esgoto bruto utilizado em seu trabalho também variou, e os valores flutuaram entre 400 e 700 mg.L⁻¹.

Quanto ao fósforo, a concentração média no esgoto sintético foi de $0,78 \pm 0,06$ mg.L⁻¹ (fase 1), $1,19 \pm 0,32$ mg.L⁻¹ (fase 2) e $1,10 \pm 0,20$ mg.L⁻¹ (fase 3). Segundo Zhang et al. (2014), o esgoto sanitário contém de 5 a 20 mg.L⁻¹ de fósforo total. Logo, as concentrações de fósforo obtidas estão abaixo do valor apontado por Zhang et al. De acordo com Tchobanoglous et al. (2003), as concentrações de amônia e fósforo do esgoto sintético utilizado no sistema são classificadas em fraca concentração de poluentes, sendo que a DQO foi considerada média (fase 1), fraca (fase 2) e forte (fase 3).

3.2 Caracterização físico-química do efluente tratado

A seguir, são apresentados os dados do monitoramento do filtro biológico para os parâmetros analisados.

3.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Fig. 2 é apresentado o monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. Os valores médios obtidos para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($5,83 \pm 0,43$ e $4,68 \pm 0,08$), fase 2 ($5,47 \pm 0,61$ e $5,07 \pm 0,64$) e fase 3 ($5,45 \pm 0,09$ e $5,55 \pm 0,23$).

É possível observar, na Fig. 2, que nas fases 1 e 2 houve redução do valor médio de pH do esgoto sintético e efluente tratado, enquanto na fase 3,

onde houve a adição de sacarose, o pH aumentou. Esses resultados estão diretamente relacionados com a nitrificação e a desnitrificação. Von Sperling (2005) reporta que durante a nitrificação ocorre a geração de íons H^+ e consumo de alcalinidade. Isso reduz o pH do meio, similar ao que ocorreu nas fases 1 e 2. Na desnitrificação ocorre o contrário, há o consumo de íons H^+ e produção de alcalinidade.

Na Fig. 3 é apresentada a variação de alcalinidade em todas as semanas de monitoramento. Observou-se que apenas na semana 8 houve produção de alcalinidade. Nanes (2017) enfatiza que no processo de nitrificação há o consumo de alcalinidade. Portanto, devido à diminuição de pH nas fases 1 e 2 e ao consumo de alcalinidade em quase todo o monitoramento.

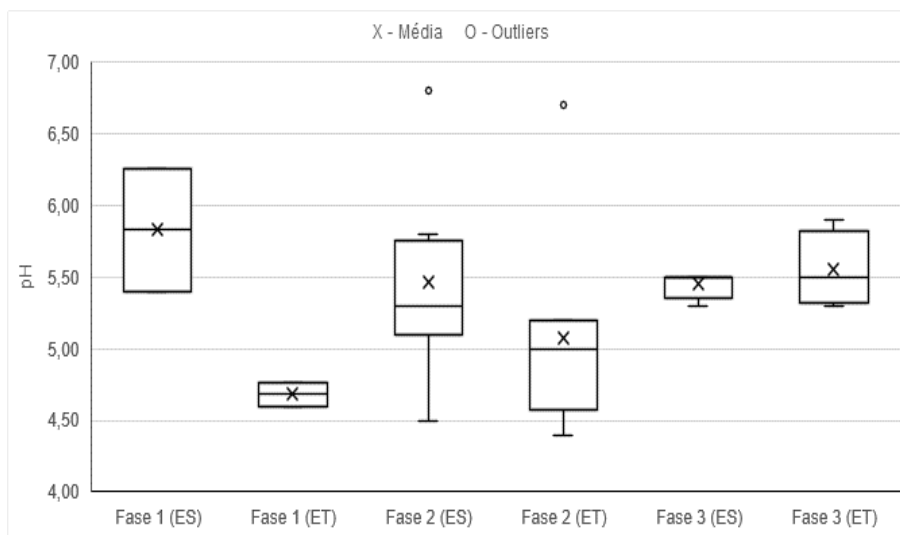


Figura 2 - Monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

Coleman et al. (2001) acrescentam que a diminuição do pH entre o efluente bruto e o tratado está relacionada com a produção de substâncias orgânicas que acidificam o meio e pela mineralização da matéria orgânica. Paredes et al. (2007) também apontam a produção de substâncias orgânicas como responsável pela diminuição do pH. Eles explicam que na degradação da matéria

orgânica há a liberação de ácidos, como o ácido acético, ácido butírico e o ácido láctico.

Portanto, a redução desse parâmetro está condicionada à formação de ácidos orgânicos no biofilme e à liberação de íons H^+ para o meio líquido, acidificando o filtro, e a possibilidade de estar ocorrendo nitrificação, devido à redução das concentrações de amônia.

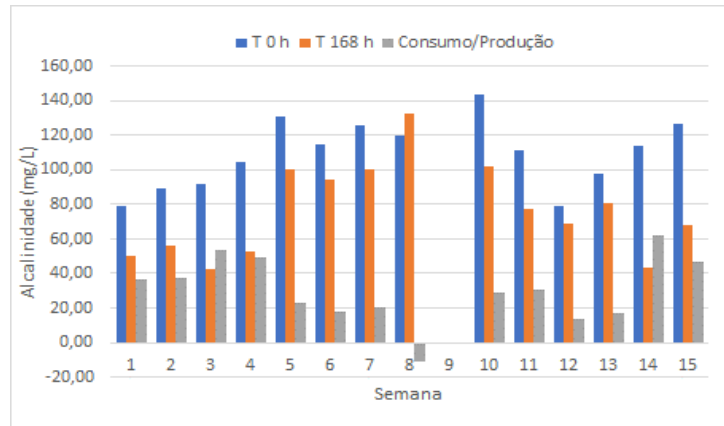


Figura 3 - Monitoramento da alcalinidade em T 0 h e T 168 h.
Fonte: Autor, 2020.

3.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Fig. 4 é apresentado o monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 (439,57

$\pm 74,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e $241,04 \pm 160,62 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($112,23 \pm 37,29 \text{ mg.L}^{-1}$ e $26,13 \pm 28,52 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1239,78 \pm 174,25 \text{ mg.L}^{-1}$ e $308,05 \pm 47,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

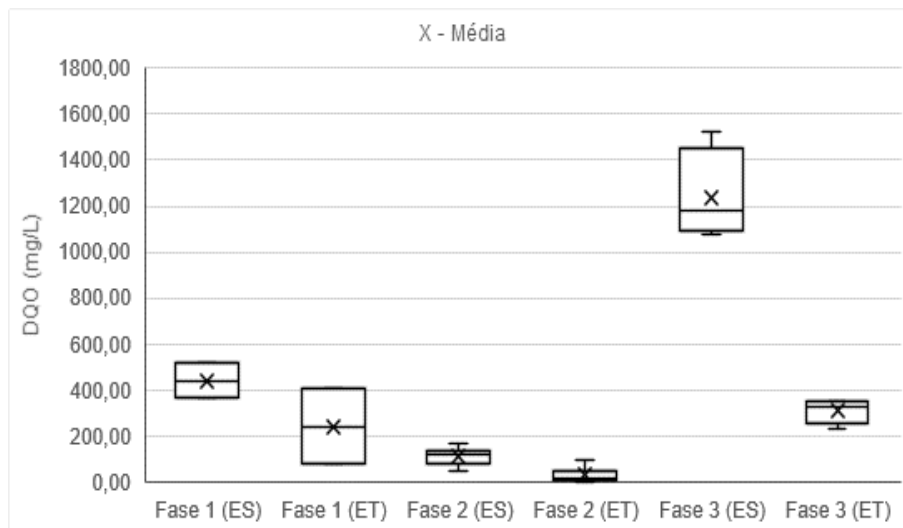


Figura 4 - Monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h.
Fonte: Autor, 2020.

Na Fig. 5 é apresentada a concentração afluente, efluente e taxa de remoção de DQO em todas as semanas. As maiores remoções de DQO foram observadas nas semanas 4 a 8, em que a concentração do efluente bruto era baixa e a remoção chegou a quase 100%. Na fase 1, período em que os micro-organismos estão se adaptando e atu-

ando na formação do biofilme, a concentração de DQO é superior a 365 mg.L^{-1} , e acontece o período de maior instabilidade na remoção. Na fase 2, a partir da semana 3, a concentração inicial de DQO é de $52,84 \text{ mg.L}^{-1}$ e a eficiência de remoção é de apenas 36,60%. No entanto, entre as semanas 4 e 9 o sistema apresenta eficiências supe-

riores a 75% e próximas a 99%. Também é nessa fase que as concentrações de DQO no esgoto bruto são menores, com flutuação entre 49,51 e 168,12 mg.L⁻¹. Na fase 3, com a adição da sacarose, as concentrações de DQO flutuaram entre

1.078,33 e 1.526,52 mg.L⁻¹, o sistema apresenta remoção crescente de DQO de 68,69% até alcançar 85,01%, indicando que existiam boas condições de oxigênio no meio, capaz de promover a oxidação da matéria orgânica.

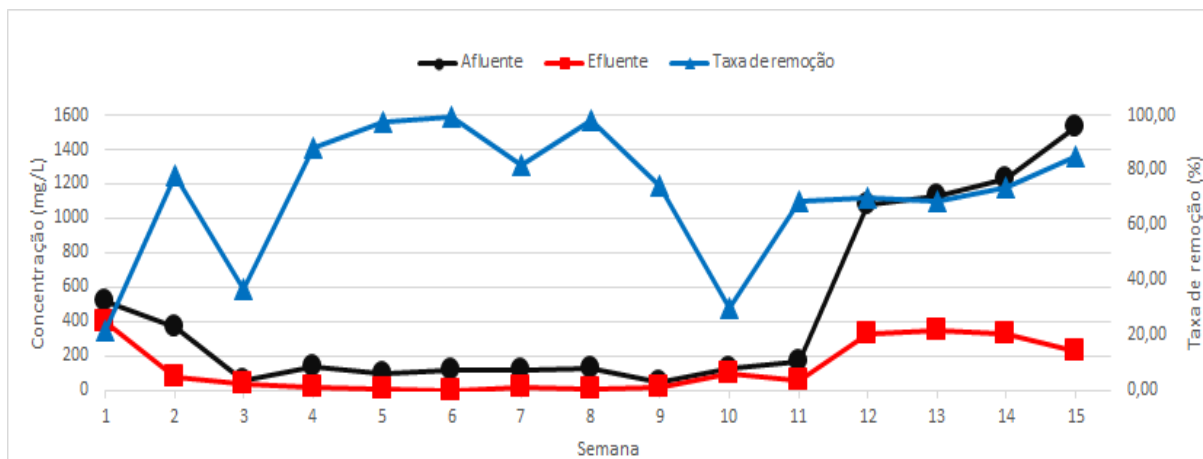


Figura 5 - Concentração afluente, efluente e taxa de remoção de DQO ao longo do tratamento.

Fonte: Autor, 2020.

Compreende-se que, quando a concentração de matéria orgânica é alta, é necessário mais oxigênio para que os micro-organismos possam degradá-la. Mesmo com um TR de 7 dias e o meio suporte adotado com porosidade de 71,40%, foi possível manter oxigênio dissolvido no meio suficiente para atuar na remoção de DQO e também para a oxidação da amônia.

O oxigênio dissolvido é fator limitante para que os micro-organismos aeróbios possam promover a degradação da matéria orgânica. A estratégia de alimentação do FBA1 foi essencial no aporte de oxigênio para o meio, visto que a alimentação vertical e a distância (30,00 cm) entre os tubos de alimentação e a superfície do meio suporte otimizaram o aporte de oxigênio.

Shin et al. (2020) relatam que o crescimento de bactérias heterotróficas para a eliminação de matéria orgânica nos processos biológicos de

tratamento de águas residuais requer um período adequado de adaptação, sendo difícil a remoção dos orgânicos durante um curto TR. A eficiência baixa na primeira semana se deve à adaptação e ao aumento da quantidade de micro-organismos capazes de utilizar o oxigênio para degradar a matéria orgânica.

O presente estudo apresentou elevada remoção de DQO, superior a 98% quando alimentado com efluente com baixa concentração, e remoção de 85% quando submetido a alta concentração. Vista a simplicidade de funcionamento (alimentação única semanal e TR de 7 dias) e do meio suporte usado no filtro, considera-se o resultado como satisfatório.

Dong et al. (2020), tratando esgoto doméstico sintético em filtro biológico com meio suporte de cerâmica porosa preparado com ferro e alto teor de silício, obtiveram remoção de 91% de DQO.

3.2.3 Nitrogênio amoniacal

Na Fig. 6 é apresentado o monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias obtidas para o esgoto sin-

tético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($1,77 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,41 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,94 \pm 0,21 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,36 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,56 \pm 0,22 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,47 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$).

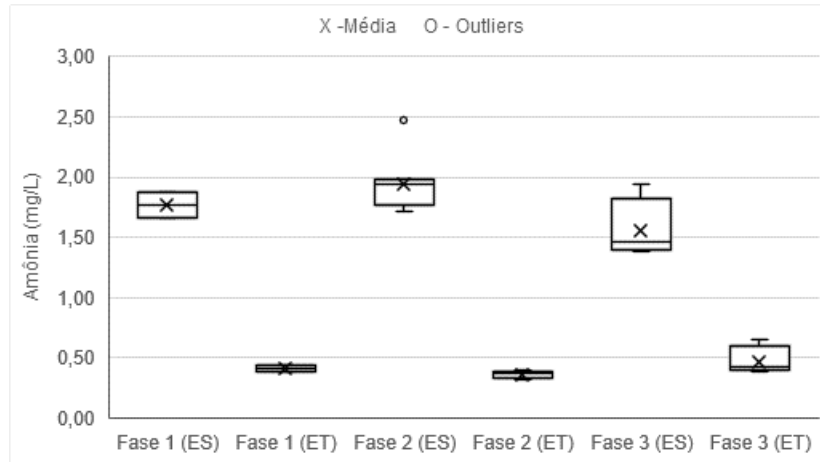


Figura 6 - Monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

De acordo com Von Sperling (2005), para pH abaixo de 8,0, a espécie predominante no meio é o nitrogênio amoniacal ionizado (N-NH_4^+). Como o pH verificado está sempre abaixo da neutralidade (pH 7,0), a forma predominante era o íon amônio.

Na Fig. 7 é apresentado o desempenho de remoção de amônia ao longo das 15 semanas. A eficiência de remoção foi estável, flutuando entre

73,03% e 86,64%. Apenas na semana 14 foi verificada queda na eficiência (56,96%), justamente quando a DQO era maior que 1.000 mg.L^{-1} .

O mecanismo que pode justificar a remoção da amônia é a nitrificação — que converte amônia em nitrito — e, posteriormente, a nitratação — que converte nitrito em nitrato (processo conhecido como nitrificação) e ocorre em condições aeróbias.

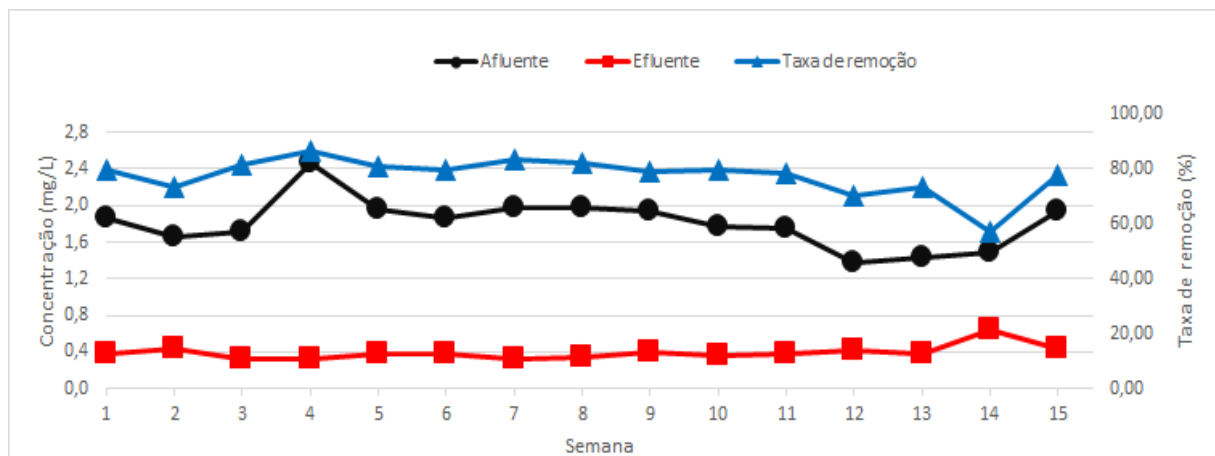


Figura 7 - Remoção de amônia ao longo do tratamento.

Fonte: Autor, 2020.

No processo de nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito e a nitrato, desde que exista oxigênio suficiente para mediar esse processo. Entende-se que a redução da amônia é essencial para a nitrificação, sem oxigênio para oxidar amônia o processo se torna inviável e o oxigênio será utilizado prioritariamente para a degradação da matéria orgânica carbonácea.

3.2.4 Fósforo total

Na Fig. 8 é apresentado o monitoramento do fósforo total em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($0,78 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,38 \pm 0,24 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,19 \pm 0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,50 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,10 \pm 0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,37 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$).

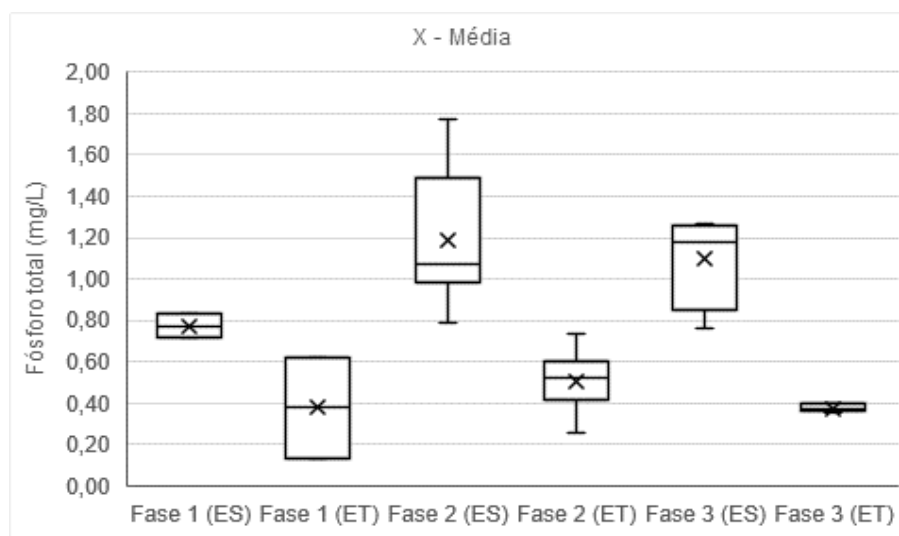


Figura 8 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

Conforme apresentado, os níveis de fósforo após o tratamento estão acima de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Von Sperling (2005), concentrações de fósforo acima de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização em corpos hídricos. Wang et al. (2016b) são menos restritivos e enfatizam que apenas concentrações acima de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização.

As semanas de operação que apresentaram maior remoção de fósforo foram as semanas 1 e 9, 84,06% e 85,23%, respectivamente. Na Fig. 9 estão apresentadas as concentrações de entrada e saída de fósforo no FBA1, bem como a taxa de remoção (%). Porém, o filtro também apresentou picos de baixa remoção nas semanas 2, 5, 6, 7 e 12. Nas demais semanas mantiveram-se eficiências superiores a 50%.

Ávila et al. (2019) enfatizam que a redução na concentração de fósforo se deve principalmente aos processos de adsorção no meio suporte, possivelmente à precipitação química, mineralização, fragmentação e lixiviação.

Arenhart (2019) relata que a adsorção é um método promissor na remoção de fosfatos, para esgotos com baixas concentrações, devido à baixa produção de lodo, fácil operação e alta eficiência. Por isso, a remoção de fosfato usando adsorventes que possuam em sua composição química óxidos de alumínio e de ferro, silicatos mesoporosos, lama vermelha e lodo de estação de tratamento de água (ETA) contendo alumínio, tem sido pesquisado.

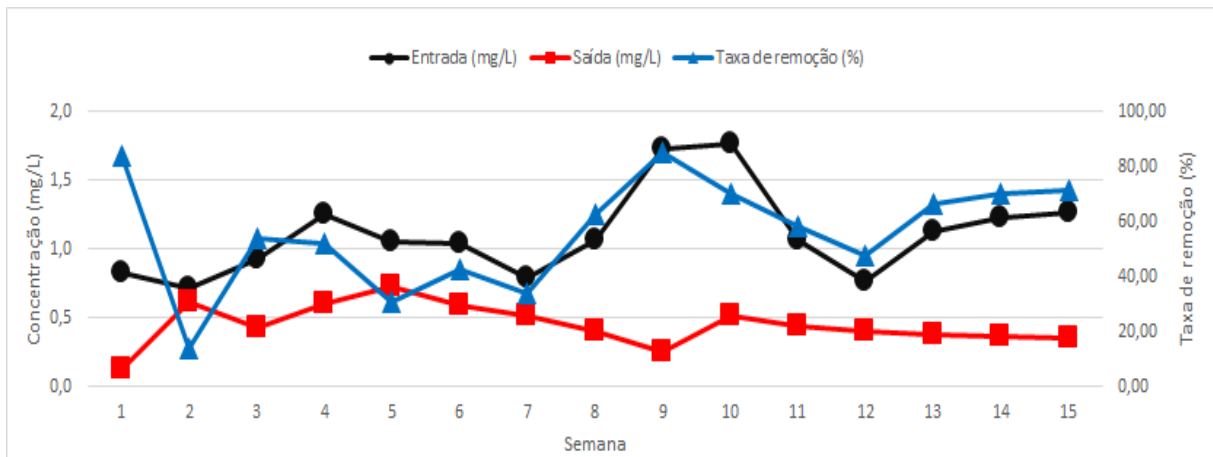


Figura 9 - Concentrações de entrada e saída taxa de remoção (%) de fósforo no FBA1 longo do tratamento.
Fonte: Autor, 2020.

Chen et al. (2015) desenvolveram um filtro biológico de aeração artificial, de fluxo ascendente e preenchido com partículas de concreto de alta porosidade (89,20%). Essas partículas possuem em sua composição química óxido de silício (44,80%), óxido de cálcio (25,00%), óxido de alumínio (16,00%) e óxido de ferro (4,16%). O filtro operou com concentrações de fosfato variando entre 0,50 e 0,60 mg.L⁻¹. O sistema alcançou eficiência de remoção de fosfato entre 75,80 e 91,30% em 40 dias de monitoramento. Os autores explicam que o mecanismo de remoção de fosfato envolveu um efeito combinado de adsorção física (fisissorção), química (quimissorção) e degradação microbiana.

Cartaxo e Esmeraldo (2016), estudando a composição química da cerâmica vermelha, basicamente argila, usada para a fabricação de blocos cerâmicos no município do Crato/Ceará, obtiveram os percentuais de 60,14 a 67,44% para SiO₂, 23,17 a 25,44% para Al₂O₃, 2,80 a 7,40% para Fe₂O₃, e 0,38 a 0,98% para CaO. Lima (2009) também realizou estudo da composição química da cerâmica vermelha de argila extraída de jazidas em Russas/Ceará e obteve de 62,02 a 64,80% para SiO₂, de 15,88 a 16,22% de Al₂O₃, e de 5,05 a 5,96% de Fe₂O₃. Wang et al. (2016a) afirma que materiais constituídos por óxidos de

alumínio, ferro e cálcio possuem capacidade de adsorção notável para fósforo.

Portanto, acredita-se que a composição química da argila utilizada para fabricar o bloco cerâmico usado como meio suporte nesta pesquisa é similar aos percentuais e compostos químicos obtidos nos estudos de Cartaxo, Esmeraldo e Lima. Villar et al. (2010) afirmam que o fósforo tem grande interação com os óxidos de Ferro e Alumínio, podendo ser adsorvido ao meio suporte que tenha em sua composição esses elementos. Porém, os autores enfatizam que a adsorção do fósforo ainda é um processo complexo e ainda demanda mais estudos.

Gao e Ma (2020), testando um FBA preenchido com material cerâmico e areia, alcançaram eficiência de remoção de fósforo de 97,99%. Os autores justificam a alta eficiência devido à adsorção e aos organismos acumuladores de fosfato, que se desenvolvem em condições anaeróbias.

Wang et al. (2016a) avaliou a capacidade de adsorção de três resíduos da indústria (cinzas, lama vermelha e resíduos de ETA contendo ferro e alumínio) tratados com cloreto de ferro III e ácido clorídrico, comparados com zeólita e diatomita. O estudo revelou que a capacidade de adsorção obedeceu à seguinte ordem: resíduos de

ETA>lama vermelha>cinzas>zeólita> diatomita. Os autores também estudaram o efeito do pH e da matéria orgânica na adsorção do fósforo. Eles explicam que quando se aumenta o pH até chegar à neutralidade, a adsorção alcança limite máximo. Após ultrapassar a neutralidade, o material perde sua capacidade adsorviva consideravelmente. A adsorção do fósforo está fortemente relacionada ao pH, sendo a espécie $H_2PO_4^-$ a forma mais adsorvida em pH de 2,0 a 7,0. Referente ao efeito da matéria orgânica, os autores enfatizam que a eficiência de adsorção de fos-

fato foi aprimorada após a adição de matéria orgânica na solução. Porém, Lürling et al. (2014) explicam que a matéria orgânica também pode competir com os íons fosfato pelos sítios ativos do adsorvente.

3.2.5 Eficiência global de tratamento

Na Tabela 3 são apresentadas as eficiências médias de remoção de poluentes alcançadas por fase de monitoramento para os parâmetros amônia, fósforo total e amônia.

Tabela 3 - Eficiência média de remoção de poluentes alcançada.

Parâmetros	Fase	Unidade	Efluente bruto	Efluente tratado	Eficiência (%)	Desvio padrão (%)
Amônia	1	mg.L ⁻¹	1,77	0,41	76,87	3,18
	2		1,94	0,36	81,50	2,46
	3		1,56	0,47	69,97	7,70
Fósforo Total	1	mg.L ⁻¹	0,78	0,38	51,47	35,09
	2		1,19	0,50	57,97	16,34
	3		1,10	0,37	65,92	9,77
DQO	1	mg.L ⁻¹	439,57	241,04	45,16	28,11
	2		112,23	26,13	76,72	24,60
			1239,78	308,05	75,15	6,44

Fonte: Autor, 2020.

Os resultados obtidos na remoção de amônia demonstram que o filtro proposto possui capacidade de remover nitrogênio amoniacal, visto que foram obtidas remoções médias de $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3).

Na fase 2, quando a DQO é inferior a 200 mg.L^{-1} , a eficiência de remoção de amônia alcança o melhor resultado: $81,50 \pm 2,46\%$. No entanto, na fase 3, quando a DQO é superior a 1.000 mg.L^{-1} , o sistema apresenta a menor remoção durante todo o estudo: $69,97 \pm 7,77\%$ de amônia.

Devido à adição do açúcar na fase 3, com objetivo de aumentar a concentração de matéria orgânica, foi verificada redução da eficiência média de remoção de amônia. Essa redução é motivada pela competição por oxigênio entre as bactérias

oxidativas de matéria orgânica e as bactérias nitrificantes responsáveis pela nitrificação. Zheng et al. (2019) explicam que a utilização de oxigênio dissolvido para a oxidação da matéria orgânica é prioritária sobre a nitrificação. Hellal et al. (2019) relatam que ao aumentar a taxa de carga orgânica de $1,77$ para $2,90 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ houve redução significativa de remoção amônia de $88,00\%$ para $75,00\%$. Já Peng et al. (2020), ao pesquisar a remoção de nitrogênio, com alta concentração de amônia, em um filtro aerado preenchido com cerâmica e lodo com alto teor de alumínio, alcançaram eficiência de remoção de amônia de $95,80\%$.

No que se refere ao comportamento da concentração de fósforo total nas fases de tratamento, os resultados revelam melhora crescente na eficiência de remoção média deste parâmetro, sen-

do na fase 1 $51,47 \pm 35,09\%$, na fase 2 $57,97 \pm 16,34\%$ e na fase 3 $65,9 \pm 9,77\%$.

Foi constatado que a adição da sacarose melhorou a eficiência de remoção desse poluente na fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e na fase 3 ($65,9 \pm 9,77\%$). Metcalfy e Eddy (2016) explicam que para ocorrer a remoção de fósforo total por remoção biológica é necessário haver matéria orgânica no meio para obter condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento de micro-organismos acumuladores de fósforo. Esses micro-organismos se desenvolvem em zonas anaeróbias, retirando o fósforo da massa líquida. Para De Kreuk et al. (2005), os organismos acumuladores de fósforo (OAF) têm alto poder de liberar fosfato em ambiente anaeróbio, zonas mais profundas onde se encontra o lodo, ao utilizar material orgânico solúvel do meio na forma de biopolímeros com amido, celulose, proteínas e outros. Os OAF absorvem quantidades consideráveis de fósforo do meio líquido e, ao remover o lodo biológico formado nos reatores, removem também o fósforo.

Logo, a adição de matéria orgânica favorece a remoção biológica do fósforo, mas pode também competir com os íons fosfato pela sorção no meio suporte usado como adsorvente reduzindo, então, a adsorção do fósforo (LÜRLING ET AL., 2014).

Para a DQO, com a adição de açúcar no FBA1 no início da fase 3, a eficiência de remoção reduz-se a $76,72 \pm 24,60\%$ na fase 2 e $75,15 \pm 6,44\%$ na fase 3. Simultaneamente, a remoção de nitrogênio amoniacal cai para $81,50 \pm 2,46\%$ na fase 2 e $69,97 \pm 7,70\%$ na fase 3. Conclui-se que a adição de sacarose inibiu a remoção da amônia.

Chang et al. (2019) explicam que o aumento da concentração de DQO inibe a remoção da amônia, porém melhora a remoção do nitrogênio total devido ao aumento de doadores de elétrons no meio. Wang et al. (2019) relatam que taxas de

DQO/N baixas favorecem o processo de oxidação da amônia a nitrato, enquanto taxas altas favorecem a desnitrificação.

Rehman et al. (2020), avaliando o tratamento de esgoto doméstico com filtro biológico aerado preenchido com brita, alimentando o sistema por gotejamento para aumentar a concentração de O₂ no meio, alcançaram eficiência de remoção de DQO (70,90%) e fosfato (81,80%). Os autores enfatizam que a remoção de poluentes depende de vários fatores como o tempo em que o esgoto fica dentro do reator, o tipo de meio suporte, o fluxo hidráulico, comunidade microbiana, etc.

4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nas amostragens (T 0 h, T 48 h, T 72 h e T 168 h), das 15 semanas de operação, revelam que:

A remoção de DQO alcançou $45,16 \pm 28,11\%$ (fase 1), $76,72 \pm 24,60\%$ (fase 2) e $75,15 \pm 6,44\%$ (fase 3). Os principais mecanismos de remoção de DQO foram a degradação microbiológica aeróbia na região mais próxima da superfície do filtro e degradação anaeróbia ou anóxica na região de fundo do reator, visto que o meio suporte estava saturado.

Quanto à remoção de amônia, o sistema atingiu $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3). O mecanismo que pode justificar a eficiência de remoção da amônia, a nitrificação que ocorre em condições aeróbias.

Para o fósforo total, observando o desempenho por fase de operação identificamos eficiências superiores a 50,00% na fase 1 ($51,47 \pm 35,09\%$), na fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e na fase 3 ($65,92 \pm 9,77\%$). A remoção do fósforo deve-se principalmente à adsorção desse elemento ao bloco cerâmico em teste e a organismos acumuladores de fosfato.

5 AGRADECIMENTOS:

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Os autores agradecem ao Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Sergipe (IFS), agradecem também à Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Daniel Moureira Fontes Lima, Florilda Vieira da Silva e Luisa Maria Horta Maia; **Metodologia:** Camila Figueredo Miranda, Daniel Moureira Fontes Lima e Luisa Maria Horta Maia; **Investigação:** Dayane Oliveira Santos Melo e Giovana Nunes Wesz; **Redação – Primeira versão:** Luisa Maria Horta Maia; **Revisão & Edição:** Daniel Moureira Fontes Lima e Luisa Maria Horta Maia; **Supervisão:** Daniel Moureira Fontes Lima

7 FONTE DE FINANCIAMENTO

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

8 REFERÊNCIAS

ABED, S. N.; MIKLAS, S. Chemical simulation of greywater, **Environmental Technology**, <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1123301>, 2016.

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. **Journal of Advanced Research**, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, twenty-third ed. American Public Health Association, Washington DC, USA, 2017.

ARENHART, B. **Avaliação do potencial de remoção de fósforo de efluentes a partir da utilização de lodo de ETA rico em**

alumínio como adsorvente. 2019. 65 f. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 2019.

ÁVILA, F. G.; CHAVEZ, J. P.; CHIMBO, F. Z.; MOSCOSO, S. D.; PINO, L. F.; ANASZCO, A. A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed Wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, 7, 286 – 296. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357**. Brasília, DF, 2011.

CARRA, I.; SÁNCHEZ PÉREZ, J.A.; MALATO, S.; AUTIN, O.; JEFFERSON, B.; JARVIS, P. Performance of different advanced oxidation processes for tertiary wastewater treatment to remove the pesticide acetamiprid, **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 91, 72–81, 2016. <https://doi.org/10.1002/jctb.4577>.

CARTACHO, A.; ESMERALDO, A. Estudo de matérias-primas utilizadas em cerâmica vermelha do município de Crato – Ce. In: Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Metalúrgica, de Materiais e de Minas. **Anais...** 2016.

CHANG, M.; WANG, Y.; PAN, Y.; ZHANG, K.; LYU, L.; WANG, M.; ZHU, T. Nitrogen removal from wastewater via simultaneous nitrification and denitrification using a biological folded non-aerated filter. **Bioresource Technology**, 289, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121696>

CHEN, H.; JIN, W.; LIANG, Z.; ABOMOHRRA, A.E.F.; ZHOU, X.; TU, R.; HAN, S. Abundance and diversity of ammonia-oxidizing archaea in a biological aerated filter process. **Ann. Microbiol.** 67, 405–416, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1272-4>.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, 128, 283 - 295. 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010336703606>.

CUI, B.; YANG, Q. ZHANG, Y.; LIU, X.; WU, W.; LI, J. Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure. **Bioresource Technology**, 293, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122006>

DABROWSKI, W.; KAROLINCZAK, B.; GAJEWSKA, M.; WOJCIECHOWSKA, E. Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. **Environmental Technology**, 38(2), 175 - 182. 2017. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262459>.

DE KREUK, M.K.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C. (2005) Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic

- granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761–769. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- DONG, J.; WANG, Y.; WANG, L.; WANG, S.; LIA, S.; DING, Y. The performance of porous ceramsites in a biological aerated filter for organic wastewater treatment and simulation analysis. **Journal of Water Process Engineering**, 34, 2020. <https://doi.org/10.3390/w10091244>
- GAO, H.; MA, C. Practical application of domestic sewage in a new compound Biological filter. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 450, 2020.
- HELLAL, M. S.; ABOU-ELELA, S.; ALY, O. Potential of using nonwoven polyester fabric (NWPF) as a packing media in multistage passively aerated biological filter for municipal wastewater treatment. **Water and Environment Journal**. 1–12. 2019. <https://doi.org/10.1111/wej.12458>
- IBRAHIM, S.; EL-LIETHY, M.; ABIA, A.; ABDEL-GABBAR, M.; ZANATY, A.; KAMEL, M. Design of a bioaugmented multistage biofilter for accelerated municipal wastewater treatment and deactivation of pathogenic microorganisms. **Science of the Total Environment** 703, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134786>
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5º Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- LI, Y.; GUOA, J.; LI, H.; SONG, Y.; CHEN, Z.; LU, C.; HANA, Y.; HOU, Y. Effect of dissolved oxygen on simultaneous removal of ammonia, nitrate and phosphorus via biological aerated filter with sulfur and pyrite as composite fillers. **Bioresource Technology**, 296, 2020.
- LIMA, R. **Estudo de formulação de massas através do controle da mistura: argilas aluvionares do pólo cerâmico de russas-ceará**. 2009. 118 f. Tese (Pós-Graduação em Geologia Regional), Universidade Estadual Paulista, 2009.
- LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **Water Res.** 54, 78–88. 2014.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Amgh Editora. 5ª Ed., 1980p, 2016.
- MOREIRA, F.C.; SOLER, J.; ALPENDURADA, M.; BOAVENTURA, R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Res.** 105, 251–263, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.036>.
- NANES, M. B. **Influência da amônia livre na nitrificação parcial em reatores em série anaeróbio e aeróbio**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2017.
- OLIVEIRA, L. D. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente de ralf**. 2012. 100 f. Dissertação (Programa de Pós- Graduação em Engenharia Urbana), Maringá-Pr. Universidade Estadual de Maringá. 2012.
- PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KOSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. **Engineering in Life Science**, 7(1), 13 – 25. 2007. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>.
- PENG, F.; YUEXIANG GAO; XIANG ZHU; QINGQING PANG; LONGMIAN WANG; WENWEN XU; JIANGHUA YU; PENGCHENG GAO; JINGXIAN HUANG; YIBIN CUI. Removal of High-Strength Ammonia Nitrogen in Biofilters: Nitrifying Bacterial Community Compositions and Their Effects on Nitrogen Transformation. **Water**, 12, 712. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030712>
- REHMAN, A.; AYUB, N.; NAZ, I.; PERVEEN, I.; AHMED, S. Effects of Hydraulic Retention Time (HRT) on the Performance of a Pilot-Scale Trickling Filter System Treating Low-Strength Domestic Wastewater. **Pol. J. Environ. Stud.** Vol. 29, No. 1, 249–259. 2020. <https://doi.org/10.15244/pjoes/98998>
- SHIN, H. S.; KIM, W. Y.; SON, D. J.; HONG, K. H. Performance Assessment of a Combined System Using a Biological Aerated Filter and Electro-coagulation for Advanced Wastewater Treatment. **Int. J. Electrochem. Sci.**, 15, 4481 – 4493, 2020. <https://doi.org/10.20964/2020.05.68>
- SON, D.J.; KIM, W. Y.; JUNG, B. R.; CHANG, D.; HONG, K. H. Pilot-scale anoxic/aerobic biofilter system combined with chemical precipitation for tertiary treatment of wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, 35, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101224>
- TAESOPAPONG, S.; RATANATAMSKUL, C. Innovative Eco Biofilter/ Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Community Wastewater Recycling. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 427. 2020.
- TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; and STENSEL, H. D.. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4 th ed., Metcalf and Eddy, Inc., McGraw – hill Book Company, New York, 2003.
- THALLA, A.K., DEVATHA, C.P., ANAGH, K.; SONY, E. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. **Appl Water Sci**, 9, 147, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13201019-1014-9>
- VILAR, C.; COSTA, A.; HOEPERS, A.; SOUZA JÚNIOR, I. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:1059–1068, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA - UFMG - 211p, 2005.

WANG, X., TIAN, Y., LIU, H., ZHAO, X., WU, Q. Effects of influent COD/TN ratio on nitrogen removal in integrated constructed wetland-microbial fuel cell systems. **Bioresour. Technol.** 271, 492–495, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.039>

WANG, Y.; YU, Y.; LI, H.; SHEN, C. Comparison study of phosphorus adsorption on different waste solids: Fly ash, red mud and ferric-alum water treatment residues. **J Environ Sci**, 50, 79–86, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.025>

WANG, D.; CHEN, N.; YU, Y.; HU, W.; FENG, C. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **Journal of Colloid and Interface Science**, 464, 277–284, 2016b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2015.11.039>

ZHANG, D. Q; JINADASA, K; GERSBERG, R. M; LIU, Y; JERN Ng, W; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - a review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, 141, 116 - 131. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>

ZHENG, X.; ZHUANG, L-L.; ZHANG, J.; LI, X.; ZAO, Q.; SONG, X.; DONG, C.; LIAO, J. Advanced oxygenation efficiency and purification of wastewater using a constant partially unsaturated scheme in column experiments simulating vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135480>.