

Artigo Científico

Análise da influência da taxa de aplicação hidráulica e alturas de saturação em *wetland* construído de fluxo vertical na remoção de nitrogênio de esgoto doméstico

Analysis of the influence of hydraulic application rate and saturation heights in a vertical flow constructed wetland on nitrogen removal

Carine Baggio^{1*} , Samara Terezinha Decezaro¹ , Delmira Beatriz Wolff¹ , Kelly da Silva Santos¹ , Rolando José Manuel González Ramírez¹ , Marciano Friedrich¹ , Luis Gustavo Marchioro¹ 

RESUMO

O objetivo deste artigo foi avaliar a influência da saturação de fundo para duas condições: 15 e 25 cm, em sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) com leito de 75 cm, utilizando diferentes taxas de aplicação hidráulica (TAH): 40, 70 e 100 mm d⁻¹. Avaliaram-se eficiências de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais (ST), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio total (NT). Para DQO, 15 cm de saturação obtiveram eficiência de 85% e colunas com 25 cm, 86%, sem diferença significativa entre as alturas de saturação e TAH estudadas. Para N-NH₄⁺, 15 cm apontaram eficiência de 74% e as de 25 cm, 68%, com diferença estatística significativa entre os níveis de saturação para todas as TAH testadas. Para NT, 15 cm resultaram em 71% e com 25 cm 74% de eficiência, com diferença significativa entre as TAH para a altura de 25 cm. Ainda, para SST, foram obtidas eficiências de 91 e 63% para 15 e 25 cm, respectivamente, com diferença significativa entre os níveis de saturação para as TAH de 40 e 100 mm d⁻¹. Os resultados mostraram que, em média, a saturação de 25 cm foi mais eficiente na remoção de NT. Com relação à TAH, a mais eficiente mostrou-se a intermediária testada, pois, apesar de nem sempre ter apresentado as maiores remoções perante a área utilizada, foi a melhor. A saturação possibilitou bom desempenho de remoção de NT e matéria orgânica carbonácea referente à DQO, demonstrando que essa modificação em um *wetland* construído pode melhorar o tratamento de efluentes domésticos.

Palavras-chave: desnitrificação; efluente; saturação de fundo; nitrificação; *wetland* construído; zona de saturação.

ABSTRACT

The objective of this paper was to evaluate the influence of bottom saturation for two conditions: 15 and 25 cm of saturation, in vertical flow constructed wetland systems (VFCW) with a 75 cm bed, using different hydraulic application rates (HAR): 40, 70 and 100 mm d⁻¹. The removal efficiencies of chemical oxygen demand (COD), solids series, ammonium nitrogen (N-NH₄⁺), total nitrogen Kjeldahl (TKN) were evaluated. For COD, columns with 15 cm of saturation obtained 85% efficiency and columns with 25 cm, 86%, with no significant difference between the heights of saturation and TAH studied. For N-NH₄⁺, columns with 15 cm showed an efficiency of 74% and those of 25 cm, 68%. For total nitrogen (TN), columns with 15 cm resulted in 71% and with 25 cm in 74% efficiency, with a significant difference between the TAH for the saturation height of 25 cm. Also, for SST, efficiencies of 91 and 63% were obtained for 15 and 25 cm, respectively, with a significant difference between the saturation levels for the TAH of 40 and 100 mm d⁻¹. The results showed that, on average, a saturation height of 25 cm was more efficient in the removal of TN. With regard to HAR, the most efficient proved to be the intermediate one that was tested, because, despite not always having presented the greatest removals given the area used, it was the best. The background saturation enabled a good performance of TN removal and carbonaceous organic matter related to COD, thus demonstrating that this modification in a constructed wetland can improve the treatment of domestic effluents.

Keywords: denitrification; effluent; bottom saturation; nitrification; construct wetland; saturation zone.

INTRODUÇÃO

O nitrogênio é um nutriente que desempenha papel crucial na biologia de organismos vivos, mas torna-se um problema sério quando um excesso

de nitrogênio reativo é liberado para o meio ambiente, em razão de preocupações ambientais e de saúde pública (WEF, 2010). As emissões excessivas de nitrogênio no ambiente aquático têm causado problemas globais como a

¹Universidade Federal de Santa Maria - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Santa Maria (RS), Brasil.

*Autora correspondente: baggiotto.esa@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Recebido: 27/09/2022 - Aceito: 19/06/2023

eutrofização, que têm impactos negativos na biodiversidade, na saúde humana e no clima (STEVENS, 2019).

Como os métodos de tratamento de esgoto convencionais apresentam baixa eficiência na remoção de nitrogênio, necessita-se de alternativas de tratamento, e uma solução é a implementação de sistemas de *wetlands* construídos (WC). Os WC apresentam menores custos de operação e manutenção em longo prazo e, assim, constituem uma tecnologia de tratamento mais econômica em comparação com sistemas convencionais de tratamento de base mecânica (RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ; RAMÍREZ-VARGAS; ARIAS, 2023). Vymazal (2007) constatou que a remoção de nitrogênio total (NT) em WC convencionais varia na faixa de 40 a 55%. Um grande desafio para aumentar a capacidade de remoção do nitrogênio em WC é a geração de condições aeróbias e anaeróbias ao mesmo tempo, as quais permitirão que ocorram os processos completos de transformação do nitrogênio (MAZUCATO *et al.*, 2020).

O uso de uma zona saturada na parte inferior de um *wetland* construído com fluxo vertical clássico (WCFV) visa criar condições aeróbias na parte superior e condições anaeróbias/anóxicas na parte inferior do leito, para aumentar a diversidade microbiana e promover várias vias de remoção de contaminantes, entre eles nitrogênio (KRAIEM *et al.*, 2019). Ocorre assim, simultaneamente, nitrificação e desnitrificação num mesmo reator. Vários trabalhos foram realizados nessa configuração, citando Prigent *et al.* (2013), Payne *et al.* (2014), Silveira *et al.* (2015), Murphy *et al.* (2016), Pelissari *et al.* (2017), Martínez *et al.* (2018), Han *et al.* (2019), Gao *et al.* (2021) e Saeed, Yadav e Miah (2022).

No Brasil, a aplicação de *wetlands* construídos de fluxo vertical com fundo saturado (WCFV-FS) ainda é pouco estudada. Podem ser citados os trabalhos de Nhambirre (2016), Pelissari *et al.* (2017), Fachine *et al.* (2020), Mazucato *et al.* (2020), Bassani *et al.* (2021), Silva (2021) e Lima (2022), sendo difícil conhecer os critérios de dimensionamento para um país que possui ampla diversidade climática (KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009). Além disso, tanto para trabalhos internacionais quanto para os nacionais citados, existe uma grande variabilidade na altura de saturação utilizada (entre 10 e 60 cm). Essa variabilidade também se estende às taxas de aplicação hidráulica (TAH), que variam de 20 a 360 mm.d⁻¹.

Assim, mais estudos são necessários em *wetlands* construídos com fundo saturado, ainda mais considerando-se a gama de trabalhos que relatam diferenças de desempenho em função de condições de contorno, como clima, TAH, macrófitas utilizadas, meio suporte, entre outras tantas variáveis (SAEED; SUN, 2012; SEZERINO *et al.*, 2015; PELISSARI *et al.*, 2018). Assim, o objetivo deste artigo foi avaliar a influência da saturação de fundo para duas condições: 20% com 15 cm de saturação e de 33% com 25 cm, em sistemas de WCFV com leito de 75 cm de brita, utilizando diferentes carregamentos hidráulicos: 40, 70 e 100 mm. d⁻¹, tratando o efluente de um tanque séptico.

METODOLOGIA

Bancada experimental

A unidade experimental está localizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil, e encontra-se instalada em anexo à estação experimental de tratamento de esgoto construída em escala real e destinada ao tratamento de esgoto doméstico correspondente à Casa de Estudantes Universitários II (CEU II), da UFSM.

Descrição do sistema experimental

A fim de avaliar a influência de diferentes condições operacionais no desempenho de tratamento de WCFV, foram montadas seis colunas de cloreto de polivinila (PVC) com diâmetro interno de 0,20 m, as quais foram transplantadas com *Canna x generalis*, cada uma contendo área superficial de 0,031 m² e 1 m de altura. As unidades foram preenchidas com brita (#1 e #2) nas seguintes proporções: uma camada de 20 cm de brita 25 mm no fundo, seguida de 50 cm de brita 19 mm ($d_{10} = 9,5$ mm, $d_{30} = 12,5$ mm, $d_{60} = 15$ mm; coeficiente de uniformidade = 1,58), coberta com uma camada de 5 cm de brita 25 mm na superfície, totalizando 75 cm. Com esse arranjo, buscou-se reproduzir as mesmas proporções utilizadas no WCFV em escala real, que opera desde setembro de 2015.

Condições operacionais do sistema experimental

A unidade experimental foi alimentada com diferentes taxas de aplicação hidráulica: 40, 70 e 100 mm d⁻¹. A água residuária utilizada foi o efluente tratado do tanque séptico (TS), que também alimenta um WCFV em escala real. Para cada TAH foram avaliadas duas unidades com camadas de saturação diferentes: 20 e 33% da altura total da coluna. A altura de saturação foi ajustada por meio da utilização de dispositivos reguladores de nível, como ilustrado na Figura 1, a fim de estabelecer condições para a formação de um ambiente anóxico na camada inferior da coluna, propício à desnitrificação. As alturas de saturação foram de 15 e 25 cm.

A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente, manual, com cinco alimentações (pulsos) ao dia (08:30, 10:30, 12:30, 14:30, 16:30), durante três dias e meio por semana (segundas, terças e quartas-feiras integralmente e quintas-feiras somente pela parte da manhã), ou seja, a alimentação foi realizada com regime de descanso para a restauração da condutividade hidráulica no período em que o leito não recebe efluente. A Tabela 1 resume os valores de aplicação de efluente para cada unidade experimental.

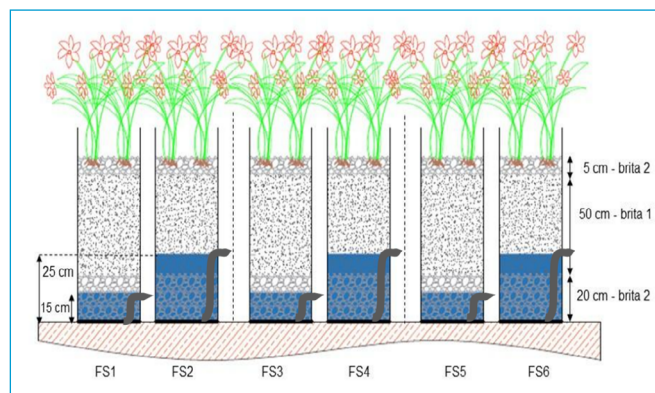


Figura 1 - Esquema experimental das colunas, com as diferentes alturas de saturação aplicadas e seus reguladores de nível.

Tabela 1 - Descrição dos volumes de efluente aplicados às colunas saturadas.

| Coluna | TAH (mm/d) | Volume aplicado por pulso | |
|--------|------------|---------------------------|------|
| | | (L) | (mm) |
| FS1 | 40 | 0,25 | 8 |
| FS2 | 40 | 0,25 | 8 |
| FS3 | 70 | 0,44 | 14 |
| FS4 | 70 | 0,44 | 14 |
| FS5 | 100 | 0,63 | 20 |
| FS6 | 100 | 0,63 | 20 |

Antes do início das coletas de amostras para análise, o suporte nas colunas passou por um processo de aclimação, necessário ao desenvolvimento do biofilme responsável pela depuração das águas residuárias. Durante esse período de aclimação, as colunas foram alimentadas seguindo o mesmo cronograma experimental, porém sem coletas periódicas de amostras.

Coletas e análises físico-químicas do sistema experimental

Para o controle da qualidade do efluente tratado no TS e nas colunas saturadas foram realizadas coletas e análises físico-químicas quinzenais. A coleta nas colunas foi realizada diretamente no regulador de nível, como demonstrado na Figura 1. Já o efluente do TS foi coletado na linha de recalque.

A temperatura das amostras foi medida *in situ*, com o auxílio de um termômetro de mercúrio. As amostras foram armazenadas em garrafas de vidro e galões de plástico, colocadas dentro de um recipiente termicamente isolado com manutenção da temperatura em torno dos 5°C e transportadas para o laboratório em aproximadamente 1 hora.

As análises físico-químicas do esgoto (parâmetros clássicos) foram realizadas com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017) e periodicidade quinzenal. As colunas foram monitoradas por cinco meses.

Para todas as análises foi adotado nível de significância de 5%, utilizando a análise de variância (ANOVA) com o auxílio do *software Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 estão apresentados os valores referentes ao monitoramento qualitativo do tanque séptico (afluente) e das colunas saturadas (efluente), com média, mediana, máximo e mínimo, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). Foram realizadas oito coletas para os diferentes parâmetros analisados. Observou-se maior DP para demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais (ST) quando analisado o efluente do tanque séptico. Já para o efluente das colunas, o maior DP deu-se para ST. Quando analisado o CV, percebeu-se que para algumas colunas ele apresentou valores maiores que 100%. Isso acontece quando o DP é maior que a média, e não é raro em dados de estações de tratamento e qualidade da água (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020). Destaca-se a coluna FS1, em que toda a série nitrogenada apresentou CV acima de 100%. Isso se deve, principalmente, à primeira amostragem, quando a coluna FS1 apresentou eficiências bem inferiores em relação às demais amostragens.

Na Tabela 3 estão dispostos os *p*-valores obtidos após a análise estatística, mostrando todas as combinações testadas.

Remoção de matéria orgânica carbonácea

Na Figura 2 está apresentada a variação de DQO ao longo do tempo, sendo em Figura 2A os resultados das colunas. Na Figura 2B estão apresentadas as eficiências de remoção de DQO ao longo do período de monitoramento. Observando os resultados, pode-se dizer que todas as seis colunas seguiram a mesma tendência, influenciadas pelas concentrações afluentes e obtiveram remoções muito próximas, todas acima de 75% (cargas aplicadas de 19 g DQO m⁻² d⁻¹ – 85 g DQO m⁻² d⁻¹). Em média, a eficiência das colunas com 15 cm de saturação foi de 85% e, com 25 cm, foi de 86%. Esses valores corroboram os

resultados encontrados na literatura, que mostram que uma camada de saturação maior é mais eficiente para a remoção de DQO (PRIGENT *et al.*, 2013; SILVEIRA *et al.*, 2015).

Para as colunas que receberam TAH de 40 mm d⁻¹, as remoções médias alcançaram 86 e 88% para 15 e 25 cm. Essas remoções são boas, porém usando uma TAH muito baixa o sistema fica superdimensionado, não aproveitando todo o potencial de remoção.

Para as colunas que receberam a TAH de 70 mm d⁻¹, suas médias de remoção de DQO foram de 85 e 86%, respectivamente, para 15 e 25 cm de saturação, e não houve diferença significativa estatisticamente. Entretanto, não é recomendada uma altura de saturação muito grande, como foi observado por Liu *et al.* (2018) — ao aumentar a altura de saturação (19, 51 e 84 cm) com carga aplicada de 79 g DQO m⁻² d⁻¹, ela levou à diminuição da remoção de DQO em razão da redução de oxigênio nos leitos WC. A remoção de orgânicos no sistema WCFV depende principalmente da degradação pelas bactérias heterotróficas aeróbias (LIU *et al.*, 2018). A oferta insuficiente de oxigênio pode ter impactado de maneira adversa o desempenho da oxidação bioquímica aeróbia (ONG *et al.*, 2010).

Já as colunas que receberam TAH de 100 mm d⁻¹ obtiveram 84% de eficiência média para ambas as saturações.

Não foi encontrada diferença significativa quando comparadas as colunas entre si, tanto para altura de saturação quanto para TAH, como pode ser verificado na Tabela 3.

Utilizando um WCFV preenchido com areia e com saturação de 40 cm, aplicando uma carga de 32 g DQO m⁻² d⁻¹ e TAH de 66 mm d⁻¹, com período de 3,5 dias de operação e repouso, Sezerino *et al.* (2018) alcançaram eficiência de remoção de 91% para DQO. Comparativamente ao presente estudo, a eficiência obtida por Sezerino *et al.* (2018) foi maior, porém eles não utilizaram período de descanso e o material filtrante empregado foi brita.

Decezaró (2018), em um WCFV sem saturação, aplicando carga de 55 g DQO m⁻² d⁻¹ e TAH de 60 mm d⁻¹, alcançou remoção de 68% para DQO. Esse resultado corrobora a afirmação de que a saturação aumenta a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Remoção de sólidos

Na Figura 3 está ilustrada a variação dos ST ao longo do tempo. Nota-se que as colunas FS1 e FS2 tiveram a maior remoção de sólidos totais, com 38 e 40%, respectivamente. Isso se deve à baixa carga aplicada, de 23 a 40 g de ST m⁻² d⁻¹.

As colunas FS3 e FS4 apresentaram média de 28 e 31% de remoção de ST, respectivamente. A carga aplicada foi de 40 a 70 g de ST m⁻² d⁻¹ para essas colunas.

Já nas colunas FS5 e FS6, a carga mais elevada (de 58 a 101 g de ST m⁻² d⁻¹) pode ter contribuído para um desprendimento maior de biofilme. Em média, a eficiência das colunas com 15 cm de saturação foi de 30% e, com 25 cm, de 34%.

Analisando estatisticamente as TAH, ocorreu diferença para ST somente entre FS1/FS5 com *p*-valor de 0,014. Comparando as alturas de saturação, somente FS5/FS6 apresentou diferença, com *p*-valor de 0,012.

Com relação aos SST (Figura 4), percebe-se um comportamento bem diferente dos ST, pois a coluna FS2 apresentou grande quantidade de sólidos suspensos, e a coluna FS5, apesar do maior carregamento hidráulico, mostrou-se bastante eficiente, com concentrações efluentes próximas às da FS1. Uma maior altura de saturação pode acarretar maiores concentrações de SST no efluente final. Isso pode estar relacionado à maior TAH, que possibilita maior

Tabela 2 - Caracterização qualitativa do afluente e efluente de um wetland construído de fluxo vertical com fundo saturado. Unidades: mg L⁻¹.

| Ponto | Estatística | T (°C) | pH | DQO | NTK | N-NH ₄ ⁺ | N-NO ₂ ⁻ | N-NO ₃ ⁻ | NT | ST | SST |
|-------|-------------|---------|-----------|---------------|-------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------|---------|---------|
| TS | Média | 21 | 7 | 506,6 | 70 | 45 | 0 | 1 | 70,6 | 748,6 | 272,9 |
| | Mediana | 20,9 | 7,2 | 478,6 | 71,5 | 48,0 | 0,1 | 0,6 | 71,9 | 729,5 | 228,0 |
| | Máx/Min | 24,3/15 | 7,42/6,91 | 843,59/268,03 | 88,4/46,9 | 54,23/31,45 | 0,71/0,09 | 0,12/0,04 | 89,2/47,6 | 998/570 | 472/120 |
| | DP | 3,2 | 0,2 | 176,9 | 14,3 | 8,3 | 0,0 | 0,2 | 14,2 | 139,4 | 119,1 |
| | CV | 15% | 3% | 35% | 20% | 19% | 40% | 36% | 20% | 19% | 44% |
| FS1 | Média | 21 | 8 | 65,1 | 10 | 1 | 1 | 5 | 14,5 | 452,9 | 28,1 |
| | Mediana | 21,7 | 7,9 | 62 | 4,2 | 0,3 | 0,1 | 1,0 | 5,8 | 461,0 | 31,0 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,5 | 96,91/43,82 | 47,77/2,96 | 2,14/0,13 | 16,6/1,45 | 0,81/0,04 | 65,86/4,38 | 589/352 | 47/8 |
| | DP | 4,0 | 0,4 | 15,2 | 15,4 | 0,9 | 0,7 | 6,66 | 21,2 | 85,7 | 13,4 |
| | CV | 20% | 5% | 23% | 161% | 104% | 130% | 148% | 146% | 19% | 48% |
| FS2 | Média | 21 | 7 | 53,8 | 7 | 3 | 0 | 2 | 9,3 | 422,9 | 141,6 |
| | Mediana | 21,7 | 7,4 | 56,8 | 7,13 | 2,3 | 0,1 | 1,4 | 8,1 | 399,5 | 155,0 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,92/6,97 | 86,54/24,98 | 9,94/3,8 | 6,59/0,43 | 1,24/0,4 | 6,4/1,8 | 16,5/5,5 | 596/326 | 206/12 |
| | DP | 4,05 | 0,3 | 20,4 | 2,5 | 2,3 | 0,0 | 0,8 | 3,9 | 93,1 | 62,7 |
| | CV | 20% | 5% | 38% | 36% | 80% | 19% | 41% | 42% | 22% | 44% |
| FS3 | Média | 21 | 7 | 71,2 | 16 | 9 | 0 | 3 | 18,7 | 530,9 | 31,3 |
| | Mediana | 21,7 | 7,4 | 70,3 | 13,82 | 6,92 | 0,13 | 2,47 | 16,40 | 527 | 38 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,77/7,03 | 90,33/45,98 | 36,24/5,5 | 19,53/0,41 | 1,23/0,05 | 6,23/0,96 | 43,67/8,43 | 618/450 | 40/16 |
| | DP | 4,05 | 0,3 | 15,6 | 9,9 | 7,0 | 0,40 | 1,71 | 11,1 | 61,5 | 10,3 |
| | CV | 20% | 4% | 22% | 62% | 79% | 159% | 65% | 60% | 12% | 33% |
| FS4 | Média | 21 | 7 | 64,9 | 16 | 10 | 0 | 2 | 18,6 | 509,3 | 39,4 |
| | Mediana | 21,7 | 7,4 | 66,6 | 17,4 | 9,1 | 0,1 | 1,7 | 19,6 | 520,5 | 42,0 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,72/6,85 | 83,57/38,15 | 26,8/7,82 | 16,54/6,09 | 0,61/0,04 | 4,49/0,65 | 28,56/11,12 | 630/386 | 57/15 |
| | DP | 4,0 | 0,3 | 15,1 | 6,8 | 4,1 | 0,2 | 1,4 | 5,8 | 83,5 | 14,2 |
| | CV | 20% | 5% | 23% | 42% | 39% | 112% | 67% | 31% | 16% | 36% |
| FS5 | Média | 21 | 7 | 73,3 | 26 | 18 | 0 | 2 | 28,9 | 554,1 | 29,6 |
| | Mediana | 21,7 | 7,3 | 84,0 | 26,6 | 15,1 | 0,2 | 2,1 | 28,8 | 543,5 | 32,0 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,48/7,08 | 93,48/29,65 | 40,44/9,72 | 27,25/8,24 | 2,22/0,06 | 3,91/0,72 | 45,79/13,77 | 624/513 | 43/8 |
| | DP | 4,0 | 0,1 | 23,2 | 11,1 | 7,3 | 0,7 | 1,3 | 10,8 | 39,3 | 11,6 |
| | CV | 20% | 2% | 32% | 42% | 42% | 187% | 61% | 37% | 7% | 39% |
| FS6 | Média | 21 | 7 | 74,3 | 27 | 20 | 0 | 1 | 28,5 | 504,6 | 89,9 |
| | Mediana | 21,7 | 7,2 | 83,7 | 25,9 | 20,1 | 0,1 | 1,1 | 27,10 | 514 | 96 |
| | Máx/Min | 26/12,8 | 7,39/6,92 | 94,87/32,32 | 41,35/13,95 | 29,1/11,41 | 0,21/0,04 | 2,51/0,59 | 42,1/16,53 | 566/441 | 131/21 |
| | DP | 4,0 | 0,2 | 22,4 | 9,9 | 6,1 | 0,1 | 0,7 | 9,3 | 45,6 | 32,4 |
| | CV | 20% | 3% | 30% | 37% | 31% | 64% | 51% | 33% | 9% | 36% |

T: temperatura; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: nitrito; N-NO₃⁻: nitrato; NT: nitrogênio total; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Tabela 3 - Análise estatística com p-valor realizada com diferentes comparações.

| | Diferentes TAH com FS de 15 cm | | | Diferentes TAH com FS de 25 cm | | | Diferentes alturas de saturação para TAH de: | | |
|--------------------------------|--------------------------------|---------|---------|--------------------------------|---------|---------|--|-----------------------------------|------------------------------------|
| | FS1/FS3 | FS1/FS5 | FS3/FS5 | FS2/FS4 | FS2/FS6 | FS4/FS6 | 40 mm d ¹ (FS1/FS2) | 70 mm d ¹ (FS3/FS4) | 100 mm d ¹ (FS5/FS6) |
| DQO | 0,789 | 0,651 | 0,971 | 0,502 | 0,115 | 0,610 | 0,128 | 0,734 | 0,813 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0,033 | 0,000 | 0,019 | 0,007 | 0,000 | 0,001 | 0,004 | 0,003 | 0,000 |
| NTK | 0,581 | 0,034 | 0,228 | 0,031 | 0,000 | 0,017 | 0,748 | 0,663 | 0,061 |
| NT | 0,848 | 0,165 | 0,387 | 0,045 | 0,000 | 0,025 | 0,516 | 0,977 | 0,308 |
| ST | 0,064 | 0,014 | 0,757 | 0,086 | 0,108 | 0,992 | 0,428 | 0,185 | 0,012 |
| SST | 0,859 | 0,965 | 0,959 | 0,000 | 0,053 | 0,060 | 0,000 | 0,303 | 0,000 |

TAH: FS: DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrogênio amoniacal; NT: nitrogênio total; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; *se p > 0,05, não há diferença significativa entre os elementos comparados e, se p < 0,05, há diferença significativa entre os elementos comparados; nota: As células em cinza indicam os resultados estatisticamente significativos.

crescimento do biofilme, que se torna mais espesso e com isso favorece o desprendimento da biomassa, deteriorando a qualidade do efluente final. Em média, a eficiência das colunas com 15 cm de saturação foi de 91% e, com 25 cm, de 63%. Pelissari *et al.* (2018) encontraram redução de cerca de 70% nos SST em WCFV parcialmente saturado com 35 cm. Os autores aplicaram carga de 40 g DQO m⁻² d⁻¹ e TAH de 24,5 mm d⁻¹, o que é próximo ao utilizado neste trabalho, entre 19 e 85 g DQO m⁻² d⁻¹. Sgroi *et al.* (2018), ao usarem uma camada de 35 cm em um WCFV, encontraram 67% de remoção de SST, aplicando carga de 40 g DQO m⁻² d⁻¹ e TAH de 133 mm d⁻¹. Utilizando um WCFV preenchido com areia, com saturação de 40 cm, aplicando carga de 3 g SST m⁻² d⁻¹ e TAH de 66 mm d⁻¹, com período de 3,5 dias de operação e repouso, Sezerino *et al.* (2018) obtiveram eficiência de 84% de SST.

Analisando estatisticamente as TAH, ocorreu diferença para SST entre FS2/FS4 com *p*-valor de 0,000 e entre FS2/FS6 com *p*-valor de 0,053. Comparando alturas de saturação, FS1/FS2 e FS5/FS6 apresentaram diferença, ambas com *p*-valor 0,000.

Remoção de nitrogênio

Na Figura 5A, encontra-se a variação de N-NH₄⁺ ao longo do tempo. As cargas aplicadas nas colunas foram de 1,8 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ para FS1 e FS2, 3,17 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ para FS3 e FS4 e 4,54 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ para FS5 e FS6.

Em média, a eficiência das colunas com 15 cm de saturação foi de 80% e, com 25 cm, de 75%. A maior remoção de N-NH₄⁺ na coluna de 15 cm está associada a diferentes mecanismos relacionados à quantidade e disponibilidade de oxigênio no meio filtrante (BASSANI *et al.*, 2021). Quanto menor a altura da camada aeróbia (zona não saturada), menor será a oxidação de N-NH₄⁺.

Com uma altura de saturação de somente 10 cm, Mazucato *et al.* (2020), com carga de 0,35 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹, alcançaram remoção de 95% de N-NH₄⁺, para um WCFV parcialmente saturado. Estudando um WCFV preenchido com areia, com saturação de 40 cm, aplicando carga de 5 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ e TAH de 66 mm d⁻¹, com período de 3,5 dias de operação e repouso, Sezerino *et al.* (2018) obtiveram eficiência de 66% para N-NH₄⁺. Liu *et al.* (2018), empregando carga de 11 g N m⁻² d⁻¹, notaram que a remoção de N-NH₄⁺ depende fortemente da altura de saturação, pois as eficiências de remoção aumentaram com a redução da altura de saturação. Os autores observaram que a maior remoção de N-NH₄⁺, de 93%, foi atingida com 19 cm de saturação de fundo do WCFV.

Ao comparar estatisticamente as TAH, para as colunas com 15 cm de saturação, notou-se diferença para os três carregamentos hidráulicos para N-NH₄⁺, com *p*-valor de 0,033, 0,000 e 0,019, respectivamente, para FS1/FS3, FS1/FS5 e FS3/FS5. O mesmo ocorreu para as colunas com 25 cm de saturação, com *p*-valor de 0,007, 0,000 e 0,001, respectivamente, para FS2/FS4, FS2/FS6 e FS4/FS6. Isso demonstra que a TAH influencia as concentrações de N-NH₄⁺.

Da mesma forma, realizando a comparação entre as alturas de saturação, FS1/FS2 apresentou diferença significativa, com *p*-valor de 0,004, FS3/FS4 com *p*-valor de 0,003 e FS5/FS6 com *p*-valor de 0,000.

Corroborando o que foi mencionado anteriormente, na Figura 5B se pode verificar que as maiores remoções foram obtidas pelas colunas FS1 e FS2 (98 e 93%, respectivamente). O carregamento elevado utilizado nas colunas FS5 e FS6 (100 mm d⁻¹) sobrecarregou o sistema, o que acarretou menores eficiências (62 e 56%) quando comparado aos outros carregamentos.

As eficiências das colunas que receberam TAH de 70 mm d⁻¹ podem ser consideradas aceitáveis, pois apresentaram remoção acima de 77% (81 e 77%,

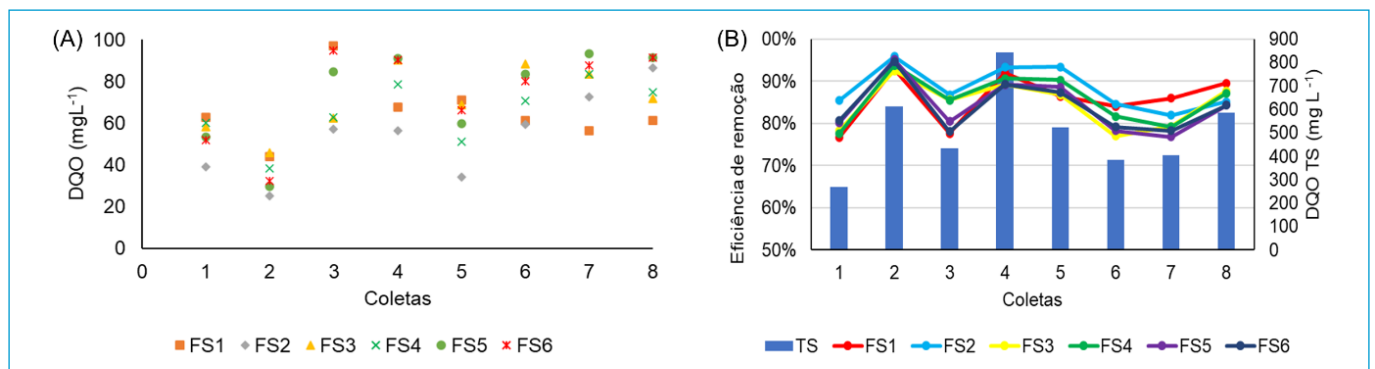


Figura 2 - Variação da concentração média de demanda química de oxigênio (DQO) ao longo do tempo. Em (A), tem-se colunas de FS1 a FS6, em (B) eficiências de remoção de DQO ao longo do período de monitoramento.

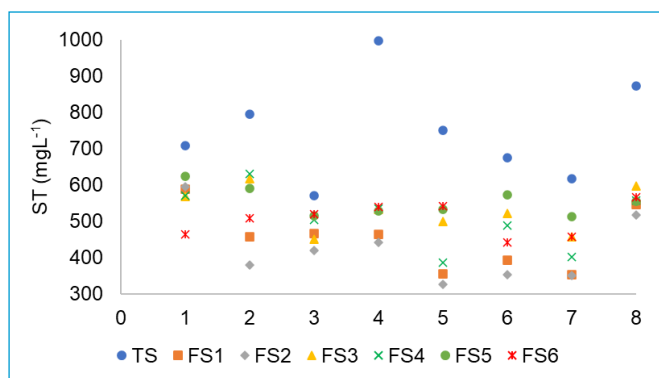


Figura 3 - Variação da concentração média de sólidos totais ao longo do tempo.

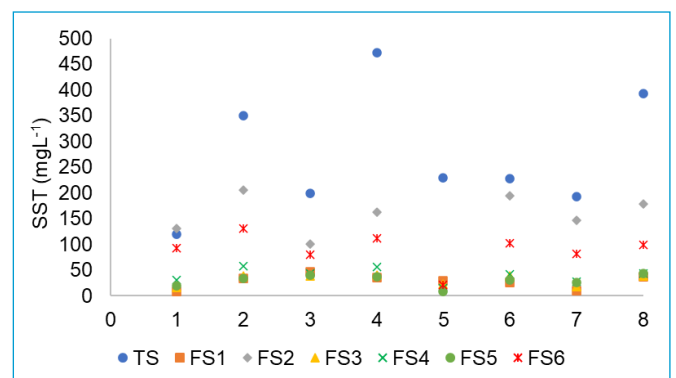


Figura 4 - Variação da concentração média de sólidos em suspensão ao longo do tempo.

respectivamente, para 15 e 25 cm). Com o mesmo comportamento que o $N-NH_4^+$, a alcalinidade também foi menor para alturas de saturação de 15 cm. Processos oxidativos, como a nitrificação, consomem alcalinidade, sendo esperados valores de alcalinidade menores nas colunas com maiores eficiências de nitrificação/remoção de $N-NH_4^+$, como ocorreu nas colunas. Cada mg NO_3^- reduzido a N_2 gasoso devolve ao sistema 3,57 mg de alcalinidade na forma de $CaCO_3$ (EPA, 1993; OLIVEIRA, 2016).

Observou-se que o pH foi bem variável ao longo do tempo, apresentando valores entre 6,85 e 8,11. As médias encontradas foram de 7,44 para colunas de 15 cm e de 7,34 para as de 25 cm. Os efluentes das colunas FS1, FS2, FS3 e FS4, até a coleta 5, apresentaram valores de pH mais elevados que as colunas FS5 e FS6. Nas demais coletas, os valores de pH ficaram mais próximos entre as seis colunas. Isso ocorreu, possivelmente, pelo fato de a brita presente nas colunas ter pH mais básico e, com o passar do tempo, a solubilização de partículas reagentes do meio de brita diminuiu (TONETTI *et al.*, 2013).

O pH ótimo para a nitrificação encontra-se na faixa alcalina próxima da neutralidade, o intervalo ideal está entre 7,5 e 9 (EPA, 1993), e as médias das colunas encontram-se nesse intervalo. A dependência do pH é menor na desnitrificação do que na nitrificação, de modo que quando as condições de nitrificação são atendidas a desnitrificação também ocorrerá de maneira satisfatória (VAN HAANDEL; KATO; VON SPERLING, 2009).

O fato de as colunas FS1 e FS2 apresentarem maior valor de pH (7,72 e 7,47) pode ser explicado pelo fato de que essas colunas receberam menor taxa de aplicação diária e acabaram sofrendo maior influência da ação do leito de brita e, conseqüentemente, apresentaram o maior valor médio de pH. Tonetti

et al. (2013) obtiveram as mesmas respostas quando compararam dois reatores, um de areia e outro de brita: o reator que continha brita, que recebeu menor TAH, apresentou valores médios de pH mais elevados.

Na Figura 6A, encontra-se a variação de NTK ao longo do tempo. Igualmente ao $N-NH_4^+$, os efluentes das colunas FS5 e FS6 apresentaram as concentrações mais elevadas de NTK (26,4 e 27,1 mg L⁻¹, respectivamente). As concentrações das outras colunas variaram de 7,1 a 16,4 mg L⁻¹.

Na Figura 6B estão ilustradas as eficiências de remoção de NTK ao longo do período de monitoramento. Seguindo a mesma tendência do $N-NH_4^+$, a maior remoção de NTK ocorreu nas colunas FS1 e FS2, em média. As eficiências para ambas as alturas de saturação foram, em média, de 77%, não havendo assim diferença estatística entre as eficiências. A saturação da camada de fundo promoveu efetivamente a ocorrência de um processo de nitrificação-desnitrificação otimizado dentro de uma única unidade, aumentando assim a remoção de nitrogênio sem maiores exigências de área e energia (KRAIEM *et al.*, 2019). Silveira *et al.* (2015), em Sistema Francês, aplicando carga de 14 g NTK m⁻² d⁻¹, relataram que a eficiência de remoção de NTK diminuiu de 58 para 45% à medida que a altura de saturação mudou de 25 para 15 cm.

Analisando estatisticamente as concentrações em razão da TAH, para as colunas saturadas a 15 cm, FS1/FS5 apresentaram diferença com *p*-valor de 0,034. Já para as colunas com 25 cm de saturação, todas as TAH apresentaram diferença, com *p*-valores de 0,031, 0,0 e 0,017, respectivamente para FS2/FS4, FS2/FS6 e FS4/FS6. Ao analisar entre alturas de saturação, nenhuma das colunas apresentou diferença significativa.

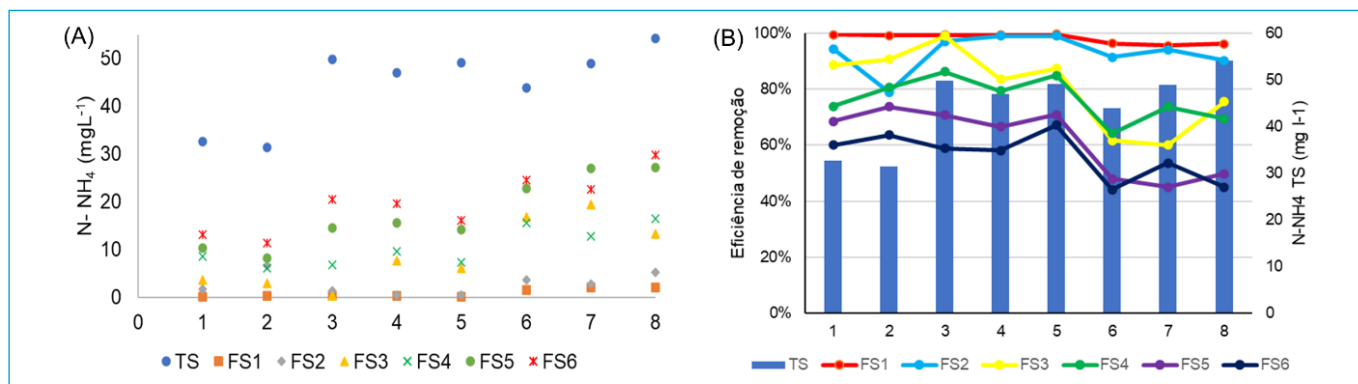


Figura 5 - (A) Variação da concentração média de $N-NH_4^+$ ao longo do tempo e (B) Remoção de $N-NH_4^+$ ao longo do período de monitoramento.

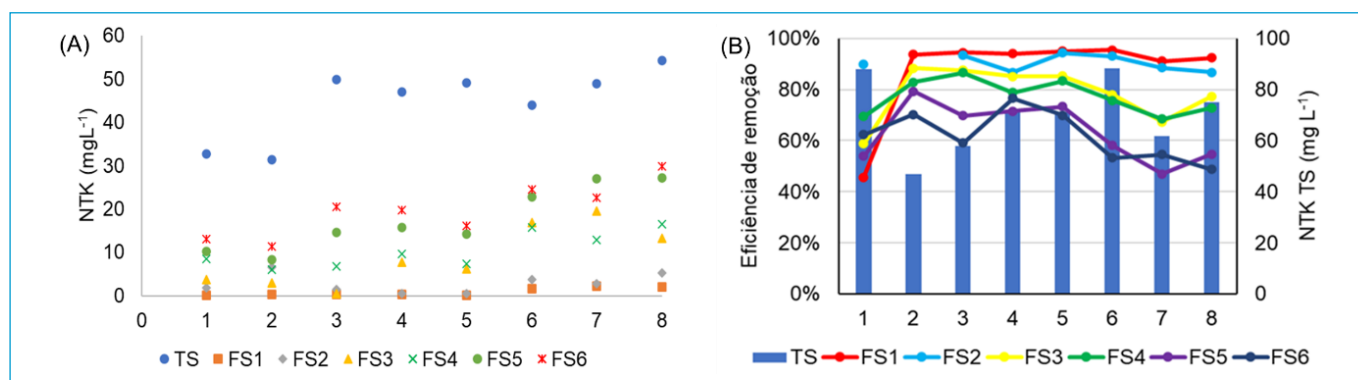


Figura 6 - (A) Variação da concentração média de NTK ao longo do tempo (B) Eficiências de remoção de NTK ao longo do período de monitoramento.

Na Figura 7, nota-se que as maiores eficiências de remoção de NT aconteceram nas colunas FS1 e FS2. Também se percebe que as colunas que receberam as mesmas cargas tiveram eficiências de remoção muito próximas, diminuindo conforme essa carga aumentou. Apesar disso, para as colunas FS5 e FS6 que receberam 100 mm d⁻¹, também se pode dizer que a eficiência foi satisfatória, apresentando em média 60% de remoção. Em termos de carga, as colunas com 15 cm de saturação removeram 3,4 g N m⁻² d⁻¹, e as colunas com 25 cm removeram 3,5 g N m⁻² d⁻¹, não havendo diferença significativa entre colunas.

Em média, a eficiência das colunas com 15 cm de saturação foi de 71% e, com 25 cm, foi de 74%. Como a presença de oxigênio pode limitar a desnitrificação, a camada saturada deve ser controlada adequadamente para fornecer uma proporção adequada de regiões aeróbias e anóxicas nos WCVF-FS para uma boa remoção de NT (LIU *et al.*, 2018). Os autores encontraram maior remoção de NT com 51 cm de saturação (67,4–79,2%), em comparação a 19 cm de saturação (63,5–64,9%). Com saturação de 40 cm, aplicando carga de 5 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ e TAH de 66 mm d⁻¹, com período de 3,5 dias de operação e repouso, Sezerino *et al.* (2018) obtiveram eficiência de remoção de 45% para NT. Prigent *et al.* (2013) conseguiram aumento de 5 a 10% na remoção de NT comparando 40 cm com uma camada saturada de 20 cm, tendo a camada de 40 cm melhor remoção. Esses resultados podem ser atribuídos à

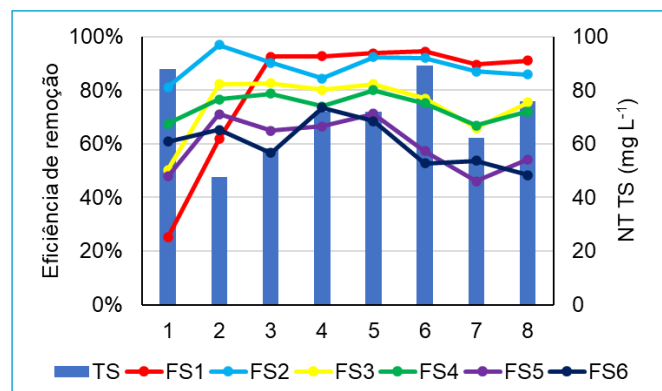


Figura 7 - Remoção da concentração média de nitrogênio total ao longo do período monitorado.

nitrificação efetiva na zona insaturada superior, seguida por alta desnitrificação na camada saturada.

Ao analisar estatisticamente, entre colunas saturadas, NT não apresentou diferença estatística. Todavia, quando analisadas as colunas de 25 cm, todas as TAH resultaram em diferença significativa, com *p*-valores de 0,045, 0,000 e 0,025, respectivamente, para FS2/FS4, FS2/FS6 e FS4/FS6. Já para as colunas com 15 cm de saturação, essa diferença não foi significativa.

CONCLUSÕES

As eficiências encontradas tanto para a altura de saturação de 15 cm como para a de 25 cm podem ser consideradas aceitáveis, estando de acordo com o que preconizam os valores de referência (CONAMA 430/11; CONSEMA 355/17). As concentrações efluentes de N-NH₄⁺ e SST foram influenciadas pelas diferentes TAH e alturas de saturação empregadas. Já as concentrações de NTK e NT efluentes não apresentaram alterações em razão das diferentes alturas de saturação, porém foram influenciadas pelas TAH.

Com relação à TAH, a mais eficiente foi a TAH intermediária testada (70 mm d⁻¹), pois apesar de nem sempre ter apresentado as maiores remoções, perante a área utilizada, foi a melhor.

Considerando-se todos os resultados, pode-se concluir que, em média, a altura de saturação de 25 cm com TAH de 70 mm d⁻¹ foi a mais eficiente na remoção de NT.

A saturação de fundo possibilitou um bom desempenho de remoção de NT e matéria orgânica carbonácea referente à DQO, demonstrando assim que essa modificação em um WC pode melhorar o tratamento de efluentes domésticos.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Baggiotto, C.: Escrita — Primeira Redação, Conceituação, Curadoria de Dados, investigação. Decezaro, S.T.: Escrita — Revisão e Edição. Wolff, D.B.: Obtenção de Financiamento, Supervisão. Santos, K.S.: Metodologia, Investigação. Ramirez, R.J. M. G.: Metodologia, Curadoria de Dados. Friedrich, M.: Visualização, Escrita — Revisão e Edição. Marchioro, L.G.: Metodologia, Investigação.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC: APHA, 2017.

BASSANI, L.; PELISSARI, C.; REIS, A.; SEZERINO, P.H. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, v. 754, 142400, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142400>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011*. Composição e classificação dos esgotos sanitários. Brasil, 2011. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br>. Acesso em: 3 jan. 2020.

DECEZARO, S. T. *Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico*. 217f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Process Design Manual for Nitrogen Control*. Washington, DC.: US EPA, 1993.

FECHINE, VY; BASSANI, L.; SCHROEDER, A.K.; CRUZ, A.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P.H. Avaliação hidrodinâmica e de desempenho em wetland construído vertical de fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS*, v. 13, n. 3, p. 791-805, 2020. <https://doi.org/10.22201/iingen0718378xe.2020.13.3.68345>

- GAO, F.; LIU, G.; SHE, Z.; JI, J.; GAO, M.; ZHAO, Y.; GUO, L.; JIN, C. Effects of salinity on pollutant removal and bacterial community in a partially saturated vertical flow constructed wetland. *Bioresource Technology*, v. 329, 124890, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124890>
- HAN, Z.; MIAO, Y.; DONG, J.; SHEN, Z.; ZHOU, Y.; LIU, S.; YANG, C. Enhanced nitrogen removal and microbial analysis in partially saturated constructed wetland for treating anaerobically digested swine wastewater. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 13, n. 4, p. 52, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1133-4>
- KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 2, p. 238-247, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.002>
- KRAIEM, K.; KALLALI, H.; WAHAB, M.A.; FRA-VAZQUEZ, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; JEDIDI, N. Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, v. 670, p. 644-653, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220>
- LIMA, L.B. *Saneamento em comunidades isoladas: implementação e análise de sistemas alternativos em um assentamento rural*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ilha Solteira, 2022.
- LIU, G.; SHE, Z.; GAO, M.; LIANG, J.; JIN, C.; GUO, L.; ZHAO, Y. Influence of saturated zone depth and vegetation on the performance of vertical flow-constructed wetland with continuous feeding. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 33, p. 33286-33286-33297, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3288-0>
- MARTÍNEZ, N.B.; TEJEDA, A.; DEL TORO, A.; SÁNCHEZ, M.P.; ZURITA, F. Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. *Science of the Total Environment*, v. 645, p. 524-532, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.147>
- MAZUCATO, V.S.H.; SANTOS, V.B.; CAVALHERI, P.S.; MAGALHÃES FILHO, F.J.C. Comportamento de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-168>
- MURPHY, C.; RAJABZADEH, A.R.; WEBER, K.P.; NIVALA, J.; WALLACE, S.D.; COOPER, D.J. Nitrification cessation and recovery in an aerated saturated vertical subsurface flow treatment wetland: field studies and microscale biofilm modeling. *Bioresource Technology*, v. 209, p. 125-132, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.065>
- NHAMBIRE, C.A. *Caracterização da remoção de nutrientes de um sistema de tratamento de esgoto sanitário empregado para pequena comunidade, composto por reator anaeróbico compartimentado seguido de wetland construído de fluxo vertical*. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- OLIVEIRA, J.G.B. *Reator de leito estruturado com aeração intermitente para tratamento combinado de esgoto sanitário e pós-tratamento de efluente de RALF*. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2016.
- ONG, S.A.; UCHIYAMA, K.; INADAMA, D.; ISHIDA, Y.; YAMAGIWA, K. Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresources Technology*, v. 101, n. 19, p. 7239-7244, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.032>
- PAYNE, E.G.; PHAM, T.; COOK, P.L.; FLETCHER, T.D.; HATT, B.E.; DELETIC, A. Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater-influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. *Water Science and Technology*, v. 69, n. 6, p. 1312-1319, 2014. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.013>
- PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C.M.; GARCÍA, J.; ARMAS, R.D.; SEZERINO, P.H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment*, v. 574, p. 390-399, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>
- PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VINAS, M.; GARCÍA, J.; VELASCO, M.; SOUZA, S.S.; SEZERINO, P.H.; ÁVILA, C. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 141, p. 185-195, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.002>
- PRIGENT, S.; PAING, J.; ANDRES, Y.; CHAZARENC, F. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). *Water Science and Technology*, v. 68, n. 7, p. 1461-1467, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.359>
- RIO GRANDE DO SUL. *Resolução Consema nº 355, de 13 de julho de 2017*. Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padres-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2020.
- RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ, M.A.; RAMÍREZ-VARGAS, C.A.; ARIAS, C.A. Cost and Benefits of Treatment Wetlands in the Tropics. In: LOBATO DE MAGALHÃES, T.; OTTE, M.L. (org.). *Wetlands for Remediation in the Tropics*. Cham: Springer, 2023. p. 197-214. v. 9. https://doi.org/10.1007/978-3-031-23665-5_11
- SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 429-448, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- SAEED, T.; YADAV, A.K.; MIAH, M.J. Landfill leachate and municipal wastewater co-treatment in microbial fuel cell integrated unsaturated and partially saturated tidal flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, 102633, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102633>
- SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; DECEZARO, S.T.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>
- SEZERINO, P.H.; ROUSSO, B.Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M.O.; FREITAS, M.N.; FECHINE, V.Y.; LOPES, A.M.B. *Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção*. Tubarão: UFSC, 2018.
- SGROI, M.; PELISSARI, C.; ROCCARO, P.; SEZERINO, P.H.; GARCÍA, J.; VAGLIASINDI, F.G.; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. *Chemical Engineering Journal*, v. 332, p. 619-627, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.122>

SILVA, A.R.D. *Influência do regime hidráulico no desempenho de wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

SILVEIRA, D.D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 77, p. 257-264, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>

STEVENS, C.J. Nitrogen in the environment. *Science*, v. 363, n. 6427, p. 578-580, 2019. <https://doi.org/10.1126/science.aav8215>

TONETTI, AL.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, JR.; FADINI, PS.; NICOLAU, C.E. Denitrification in a simple wastewater treatment system. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.18, n.4, p.381-392, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400010>

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para sistema de lodos ativados. In: MOTA, S.B.; VON SPERLING, M. (org.). *Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para o sistema de lodo ativado*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 174-226.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M.E.; OLIVEIRA, S.M.A.C. *Assessment of treatment plant performance and water quality data: a guide for students, researchers and practitioners*. IWA, 2020.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. *Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Nutrient Removal*. Alexandria: McGraw Hill, 2010.