

Meio de substrato melhorado com biomídia em uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical para tratamento de esgoto doméstico

Improvement of a substrate medium by biocarrier in a vertical subsurface flow constructed wetland to treat domestic wastewater

• **Data de entrada:**
09/10/2023
• **Data de aprovação:**
14/11/2023

Fábio Campos^{1*} | Matheus Ribeiro Augusto² | Fábio de Pasquale Campos¹ | Rosvaldo Catino³ | Rodrigo de Freitas Bueno² | Vitor Silva Liduino²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.61>

ORCID ID

Campos F  <http://orcid.org/0000-0002-8117-789X>

Augusto MR  <https://orcid.org/0000-0002-0139-1619>

Campos FP  <https://orcid.org/0000-0002-2573-5383>

Catino R  <https://orcid.org/0000-0003-1000-3697>

Bueno RF  <http://orcid.org/0000-0002-6274-3278>

Liduino VS  <https://orcid.org/0000-0003-2318-0262>

Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de uma configuração inovadora de *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical (WCFSV) preenchido com biomídia para tratamento de esgoto doméstico. Biomídias de plástico (modelo PZE 665) com uma área de superfície específica de 665 m²/m³ foram utilizados como meio suporte/filtrante para adesão/crescimento microbiano em um biofiltro de pedra. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) avaliados foram 3 (fase I), 2 (fase II) e 1,5 dias (fase III). As taxas de carga orgânica superficial (COS) e de carga hidráulica variaram de 40,19 a 64,41 gDBO/m².d, e de 0,13 a 0,31 m³/m².d, respectivamente. O melhor desempenho foi alcançado na fase II (TDH de 2 dias), com eficiências de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) de 90%, 89% e 92%, respectivamente. Em relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo, não se observou remoção significativa. A inovadora *wetland* construída indicou um excelente potencial para tratamento de esgoto doméstico, promovendo um efluente altamente clarificado. Além disso, não foi observada colmatação do meio suporte após 197 dias de operação da unidade piloto.

Palavras-chave: Biomídias. Esgoto doméstico. Fluxo subsuperficial. *Wetland* construída.

Abstract

This study aims to evaluate an innovative configuration of a vertical subsurface flow constructed wetland filled with a synthetic biocarrier to treat domestic wastewater. Plastic biocarriers (PZE 665 model) with a specific surface area of 665 m²/m³ were used as a filter medium for microbial adhesion/growth into a stone biofilter. The evaluated hydraulic detention times (HDT) were three (phase I), two (phase II), and one and a half days (phase III). The surface organic loading rates and hydraulic loading rates ranged from 40.19 gBOD_{5,20}/m².d to 64.41 g BOD_{5,20}/m².d and from 0.13 m³/m².d to 0.31 m³/m².d, respectively. Phase II (two-day HDT) achieved the best

¹ Universidade de São Paulo – São Paulo – SP – Brasil.

² Universidade Federal do ABC – Santo André – SP – Brasil.

³ Instituto Mauá de Tecnologia – São Caetano do Sul – SP – Brasil.

* **Autor correspondente:** fcampos@usp.br

performance, averaging removal efficiencies of the biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, and total suspended solids equal to 90, 89, and 92%, respectively. The nutrients nitrogen and phosphorus showed no significant removal efficiency. The innovative constructed wetland indicated an excellent treatment potential for domestic sewage, producing a highly clearer effluent. Also, no clogging of the support medium occurred 197 days after the pilot operation.

Keywords: Biocarrier. Municipal wastewater. Subsurface flow. Constructed wetland.

1 INTRODUÇÃO

Tecnologias alternativas de tratamento de esgoto têm sido amplamente utilizadas para apoiar cidades e comunidades pequenas devido a sua simplicidade operacional. Esses sistemas priorizam custos baixos em relação aos convencionais, uma vez que se baseiam no ciclo natural de remoção de poluentes (Machado *et al.*, 2017; Massoud; Tarhini; Nasr, 2009; Treese; Childers; Sanchez, 2020).

As *wetlands* construídas (WCs), ou alagados construídos, são sistemas projetados que simulam as *wetlands* naturais para o tratamento de águas residuais (Boutilier *et al.*, 2010; Frankenbach; Meyer, 1999). A sinergia entre plantas aquáticas vasculares, microrganismos e algas promove a remoção de poluentes e contaminantes da água e do solo por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos (Avellán; Gremillion, 2019; Ilyas; Masih, 2017; Kadlec; Knight, 1996; Kadlec; Wallace, 2009; Wu *et al.*, 2015).

Dependendo do fluxo, existem duas configurações de WCs, a saber: (i) *wetland* construída de fluxo em superfície livre (FSL-WC) e (ii) *wetland* construída de fluxo subsuperficial (FSS-WC). No FSL-WC, o esgoto flui sobre a superfície, acima de um meio substrato, criando uma coluna de água livre com poucos centímetros de profundidade; enquanto no FSS-WC o afluente flui dentro de um substrato poroso, sem contato com a superfície. A configuração FSS-WC é subdividida em fluxo horizontal e vertical, dependendo da direção do fluxo (Parde *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2015).

Vários tipos de plantas aquáticas vasculares (emergentes, flutuantes livres e submersas)

podem ser usados em WCs (IWA, 2000). Esses organismos desempenham um papel importante no tratamento de esgoto doméstico devido a seu sistema radicular, que promove (i) área superficial satisfatória para a adesão de microrganismos, (ii) oferta de oxigênio à biomassa e (iii) prevenção de compactação do meio filtrante (IWA, 2000; Tang *et al.*, 2020), sendo que o plantio também contribui para harmonizar a paisagem. No entanto, a escolha das plantas considera capacidade de adaptação a ambientes alagados, taxa de crescimento e tolerância a climas instáveis e condições ambientais desfavoráveis. Plantas dos gêneros *Zizania*, *Glyceria*, *Phragmites*, *Baumea*, *Cyperus*, *Canna*, *Schoenoplectus*, *Typha*, *Scirpus*, *Potamogeton*, *Elodea*, *Eichhornia* e *Lemna* são amplamente utilizadas no sistema de WCs (Nawab *et al.*, 2018; Parde *et al.*, 2021; Tang *et al.*, 2020; Tanner, 1996).

Assim como a escolha das plantas, a escolha do meio filtrante é crucial no projeto de um sistema de *wetland* construído (WC). Além de servir de suporte para as plantas, ele atua como filtro para a retenção de sólidos suspensos e como leito para a adesão de microrganismos e formação de biofilmes (Chang *et al.*, 2012; W. Wang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2018).

Em geral, as características físicas (tamanho das partículas, porosidade, condutividade hidráulica e elétrica, área de superfície específica, resistência mecânica), químicas (carga superficial, toxicidade, capacidade de troca iônica, estabilidade química) e biológicas (doadores/receptores de elétrons) dos materiais filtrantes devem ser consideradas

para otimizar o desempenho do sistema de WC (Khalifa *et al.*, 2020; W. Wang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2018). Materiais como solo, areia e cascalho são tradicionalmente usados para fornecer bom suporte para o crescimento das plantas no WC, além de promover a remoção de nutrientes (especialmente fósforo) e outros poluentes (Khalifa *et al.*, 2020; Parde *et al.*, 2021; W. Wang *et al.*, 2020; Zhu *et al.*, 2011).

No entanto, em alguns casos, materiais convencionais podem promover compactação prematura e baixa eficiência de tratamento. Por isso o desenvolvimento de novos materiais para o preenchimento de WCs tem sido avaliado em estudos recentes (Cheng *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2018).

Entre os materiais de filtragem emergentes destacados, menciona-se o uso de zeólita (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012) e vermiculita (Jin *et al.*, 2018), ambos feitos a partir de minérios de cálcio (como calcário, escória de aço, apatita e agregados de argila modificada), e, portanto, com boa afinidade para a remoção de fósforo por atividade de troca iônica superficial (Blanco *et al.*, 2016; Harouiya *et al.*, 2011; Mateus *et al.*, 2012; White *et al.*, 2011); bagaço de cana-de-açúcar ou palha de arroz para atuar como fonte de carbono em processos de desnitrificação (Cao *et al.*, 2016; Saeed; Sun, 2013); carvão ativado granular ou em pó, uma vez que possui boa capacidade de adsorção e uma grande área de superfície para formação de biofilme (Dai; Hu, 2017); outros materiais alternativos, como garrafas PET (Dallas; Ho, 2005) e retalhos de pneus (Khalifa *et al.*, 2020), também foram relatados.

Um bom material de preenchimento deve permitir grande área de superfície ocupando um baixo volume (Ødegaard; Gisvold; Strickland, 2000), sendo que outras tecnologias tradicionais de tratamento de esgoto já fazem uso extensivo de materiais de suporte para imobilização de bio-

massa. Nos reatores de Biofilme de Leito Móvel (MBBR – Moving Bed BioReactor), são usados carregadores sintéticos de plástico (biomídia) nos tanques de aeração, o que permite o desenvolvimento de biofilmes (Water Environment Federation, 2011; Rusten *et al.*, 2000). Vários tipos de biomídia são comercializados; a maioria é feita de polietileno de alta densidade (PEAD) com uma massa específica entre 0,94 e 0,96 g/cm³ e uma área de superfície específica variando de 450 a 1.200 m²/m³. Essas características permitem que sejam mantidas altas concentrações de biomassa no sistema (comparado com sólidos em suspensão totais – SST – variando de 1.000 a 5.000 mg/L) (Water Environment Federation, 2011).

Recentemente, C. Lai *et al.* (2020) propuseram um sistema de tratamento de águas residuais que combina as tecnologias MBBR e WC. Esse processo híbrido consiste em um biorreator de fluxo horizontal com duas câmaras (uma anóxica e uma aeróbia) preenchidas com uma mistura de biomídias feitas de polímero poroso e cilindro de polietileno conectados a um tanque de sedimentação. Uma WC com um volume útil de 4L foi instalada no topo do reator, com duas camadas de substrato; a primeira tinha 10 cm de espessura de quartzo e a outra 2 cm de cascalho. O sistema integrado foi usado para o tratamento de águas residuais sintéticas. A eficiência de remoção de DQO variou de 86 a 97%.

Embora o uso de biomídia como material de filtro (meio substrato) seja uma alternativa promissora para melhorar o desempenho do tratamento de WC, os estudos sobre o assunto são escassos, especialmente considerando esgoto doméstico real.

Em países em desenvolvimento como Brasil, Índia e China, o despejo inadequado de esgoto doméstico em corpos d'água ainda é uma preocupação real. No entanto, tem havido pouca discussão sobre o aprimoramento de WCs e outras biotecnologias

emergentes para melhorar as condições sanitárias nesses países, sobretudo, no contexto do tratamento descentralizado. Assim, este estudo teve como objetivo explorar o potencial emprego da biomídia para aumentar a eficiência de um sistema de fluxo subsuperficial vertical de baixo custo, adotando espécies de plantas locais no tratamento de esgoto doméstico.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Configuração experimental

O sistema inovador de *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFSV) utiliza um reator de polietileno de alta densidade (PEAD) com uma altura de 60 cm e um diâmetro interno de 36,5 cm. A área de superfície é de 0,10 m² e o volume total de 60 L (0,06 m³). No topo do sistema, mudas de macrófitas *Cyperus giganteus*, *Canna x. generalis* e *Zingiber officinale*, com cerca de 15cm de altura, foram plantadas. Anteriormente, as plantas foram cultivadas na água para facilitar o transplante.

O meio filtrante foi dividido em três camadas, em direção descendente: a primeira com 10 cm de partículas de cascalho grosso; a segunda com 32 cm de biomídia PZE 665 para fornecer uma grande superfície para a adesão microbiana; e a última com 8 cm de partículas de cascalho fino. A porosidade de cada material filtrante foi determinada para medir o volume real ocupado por cada elemento (Tabela 1).

A base do sistema foi preenchida com uma camada de 10 cm de argila expandida para fixar as conexões hidráulicas, onde um tubo de cloreto de polivinila (PVC) foi instalado para remover o efluente percolado. Todo o sistema foi protegido por um filme de polietileno de baixa densidade translúcido que permite a passagem de luz solar mas evita a interferência da precipitação da umidade atmosférica e/ou chuva. O volume útil do sistema completo é de 43 L (0,043 m³). A Figura 1 apresenta o fluxograma do processo, bem como a imagem da unidade piloto de WCFSV.

Tabela 1 – Características dos materiais componentes do meio filtrante da WCFSV.

Camadas				
	Brita nº2	Biomídia (PZE 665)	Brita nº 1	Seixos de argila
Altura (cm)	10	32	8	10
Porosidade (%)	53	82	49	53
Volume útil (L)	4,9	6,0	4,3	4,9

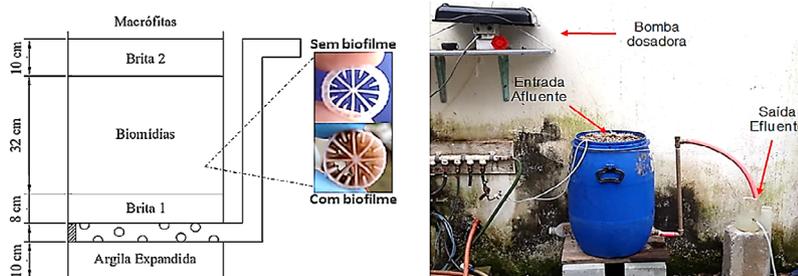


Figura 1 – Fluxograma e imagem da unidade piloto de WCFSV.

2.2 Águas residuais

A unidade piloto foi alimentada com esgoto doméstico real proveniente do Complexo Residencial da Universidade de São Paulo (CRUSP – Campus Butantã). Após tratamento preliminar (peneiramento, remoção de detritos e remoção

de óleos e gorduras), o esgoto foi injetado diretamente no sistema integrado usando uma bomba de diafragma de 12 V.

A Tabela 2 mostra a caracterização físico-química do esgoto utilizado neste estudo, bem como o número amostral empregado.

Tabela 2 – Caracterização do esgoto do Conjunto Residencial da USP – Campus Butantã.

Parâmetros	n	Valor
Demanda Química de Oxigênio – DQO _{total} (mgO ₂ /L)	31	495 ± 31
Demanda Química de Oxigênio – DQO _{solúvel} (mgO ₂ /L)	31	237 ± 64
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{total} (mgO ₂ /L)	15	289 ± 42
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{solúvel} (mgO ₂ /L)	15	160 ± 31
Nitrogênio Amoniacal – NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	24	49 ± 13
Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK (mgN/L)	16	60 ± 7
Fósforo Total – P _{total} (mgP/L)	16	7.4 ± 1.0
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	16	182 ± 10
pH	16	6.9 ± 0.2
Sólidos em Suspensão Totais – SST (mg/L)	27	159 ± 38
Sólidos em Suspensão Fixos – SSF (mg/L)	27	22 ± 22
Sólidos em Suspensão Voláteis – SSV (mg/L)	27	137 ± 33

2.3 Procedimento experimental

A operação do sistema foi principalmente controlada pelo tempo de detenção hidráulica (TDH), que foi progressivamente reduzido durante o tratamento das águas residuais. Nos primeiros 94 dias de operação, fase I, o TDH foi de 3 dias; durante o período do 95^o ao 162^o dia, fase II, foi

reduzido para 2 dias, e nos últimos 35 dias, fase III, a operação foi conduzida com 1,5 dia.

O tratamento das águas residuais foi realizado de forma ininterrupta por 197 dias, compreendendo de 27 de agosto de 2019 a 10 de março de 2020.

Os parâmetros operacionais adotados neste estudo estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros operacionais para as três fases experimentais.

Parâmetro	Unidades	Fase I	Fase II	Fase III
Duração	d	0 - 94	95 - 162	163 - 198
TDH	d	3	2	1.5
Vazão (Q)	m ³ /d	0,013 ± 0,001	0,022 ± 0,001	0,031 ± 0,006
COS ¹	gBOD/m ² .d	40,19 ± 5,65	53,04 ± 7,33	64,41 ± 0,51
CHS ²	m ³ /m ² .d	0,13 ± 0,01	0,22 ± 0,01	0,31 ± 0,06

¹Carga orgânica superficial

²Carga hidráulica superficial

Todo o experimento foi realizado no sudeste do Brasil, onde as médias de temperatura e precipitação para o período foram de 24 °C e 469 mm, respectivamente. O monitoramento diário das temperaturas do efluente indicou valores na faixa de $22,2 \pm 2,5$ °C.

2.4 Métodos Analíticos

A entrada e a saída do esgoto foram caracterizadas em variáveis físico-químicas, por meio de amostragem simples, de acordo com o preconizado no *Standard Methods* (APHA, 2017). As análises de monitoramento realizadas incluíram a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), a demanda química de oxigênio (DQO), amônia (NH_4^+-N), nitrito ($NO_2^- -N$), nitrato ($NO_3^- -N$), o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), o fósforo total (P_{total}), a alcalinidade, o pH e os sólidos suspensos (totais – SST, fixos – SSF e voláteis – SSV). Com exceção da análise de pH, que foi realizada diariamente, os demais parâmetros tiveram uma frequência analítica de duas análises por semana.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comportamento do pH e da alcalinidade

Foram observados valores de pH constantes e semelhantes tanto para o afluente como para o efluente de $6,9 \pm 0,2$ e $7,0 \pm 0,2$, respectivamente, ao longo do experimento. Kadlec e Knight (1996) sugeriram que o pH do efluente em WCs poderia ser influenciado pelas características do meio filtrante, sendo que valores de pH ótimos variam de 6,7 a 7,8, pois tal faixa favorece tanto a atividade microbiana quanto o crescimento das plantas (Parde *et al.*, 2021).

A alcalinidade do efluente foi maior do que a do afluente ao longo de todo o período investigado. Esse comportamento foi associado à mineralização eficiente da matéria orgânica, que causou maior liberação de carbono inorgânico. A Figura 2 mostra o monitoramento da alcalinidade do afluente e do efluente durante os 197 dias de operação. O meio alcalino favorece o estabelecimento e o crescimento da vegetação. O aumento nos níveis de alcalinidade também é importante para manter níveis de pH ideais necessários para o tratamento terciário, subsequente, de nitrificação (para remoção de NH_4^+-N) (Tchobanoglous *et al.*, 2013).

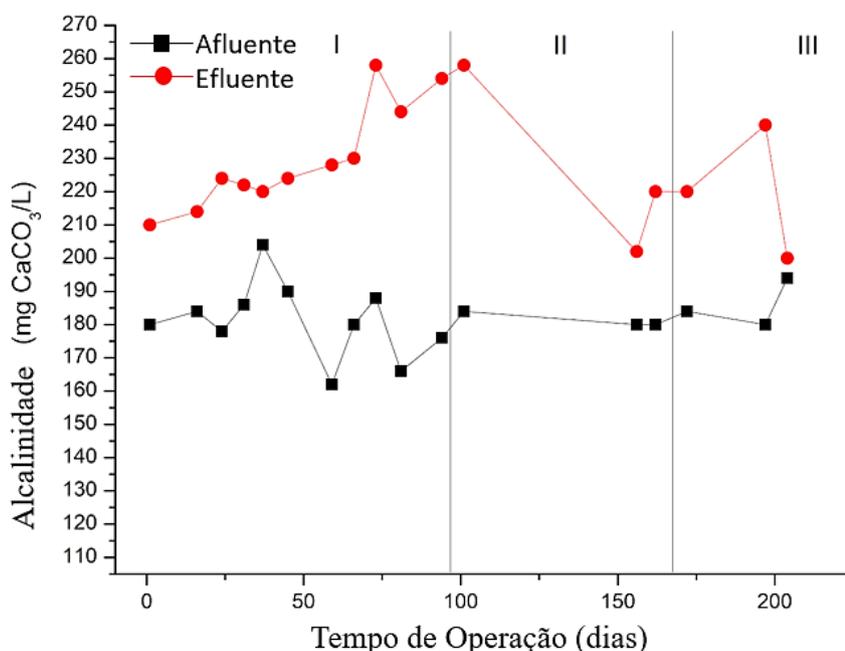


Figura 2 – Monitoramento da alcalinidade durante o tratamento de esgoto doméstico.

3.2 Retenção de sólidos

A Figura 3 apresenta os valores de SST no afluente e efluente ao longo do período experimental.

O valor de sólidos suspensos totais (SST) no afluente variou de acordo com o fluxo de esgoto, que dependia do TDH imposto em cada fase.

As médias de SST no influente foram de 140 ± 16 , 170 ± 13 e 164 ± 61 mg/L para as fases I, II e III, respectivamente. Os SST no efluente foram menos

sensíveis ao TDH imposto. As médias de SST no efluente foram de 19 ± 5 , 13 ± 5 e 14 ± 8 mg/L, para as fases I, II e III, respectivamente. Assim, o aumento na COS e CHS não reduziu a capacidade do sistema de reter sólidos.

Russel (2019) sugere que o efluente final com SST menor ou igual a 25 mg/L é classificado como de excelente qualidade. No geral, as eficiências de retenção de sólidos alcançadas neste estudo foram de 86%, 92% e 92% para as fases I, II e III.

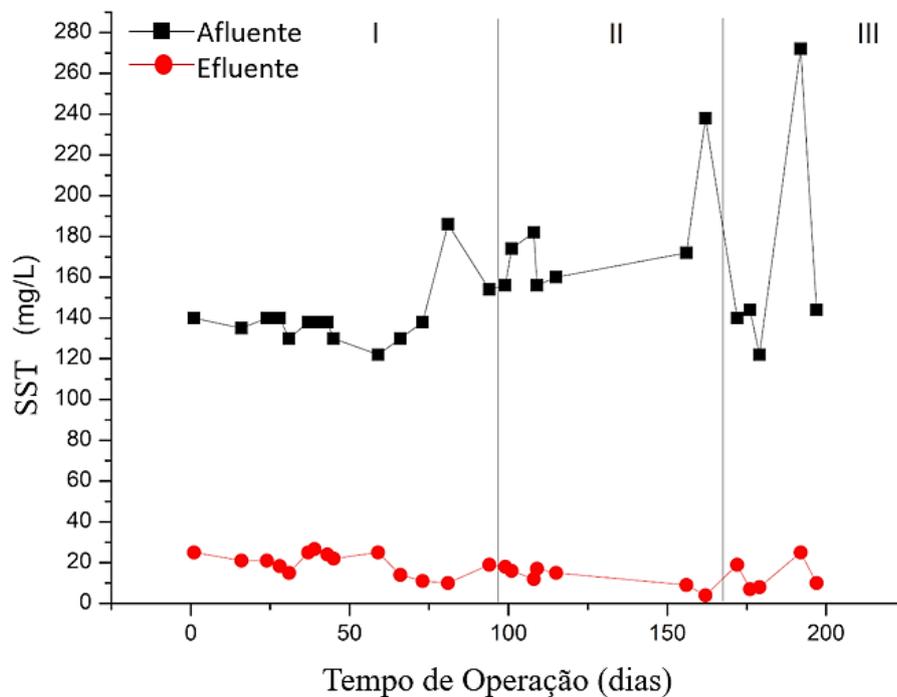


Figura 3 – Sólidos suspensos totais (SST) para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

Ilyas e Masih (2017) reuniram diversos estudos que investigaram o tratamento de águas residuais por WCSF, os quais alcançaram eficiências de retenção de SST na faixa de 49 a 90%. Jou *et al.* (2008), ao estudar um sistema de WC utilizado para a recuperação de um riacho, alcançaram eficiência de remoção de SST entre 40 e 64%, sendo que o valor de SS no efluente variou de 25 a 49 mg/L. Matos *et al.* (2017), ao estudar um WC de fluxo subsuperficial horizontal que recebia efluente

pré-tratado em um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), alcançaram uma eficiência de remoção de SST de 82%. Boutillier *et al.* (2010), ao estudar dois WCs de fluxo subsuperficial que tratavam esgoto, alcançaram uma eficiência de remoção de SST de cerca de 78%.

Assim, os resultados de SST obtidos neste estudo foram significativos e notáveis. A alta retenção de sólidos é um parâmetro importante para

classificar o tratamento de águas residuais como eficiente, especialmente se o efluente final for lançado em corpos d'água, evitando processos de assoreamento e prevenindo a siltagem da água, além de reduzir a interferência nos ecossistemas existentes (Zamora *et al.*, 2019).

Embora altas retenções de SST tenham sido alcançadas pelo sistema, não foi observada colmatagem em nenhuma das fases operacionais. A alta porosidade da biomídia (82%) favoreceu um aumento no número de vazios e, conseqüentemente, a melhora na percolação do fluido pelo reator.

Deve-se ressaltar que, ao longo do experimento, as manutenções pertinentes a presença de macrófitas na unidade piloto, como poda e retirada de folhas mortas, foi conduzida diariamente, a fim de evitar qualquer problema no fluxo de esgoto no leito filtrante.

Esses resultados demonstram mais uma vez o alto potencial dessa tecnologia para o tratamento de esgoto doméstico.

3.3 Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica foi avaliada em termos de redução de $DBO_{5,20}$ e DQO. A Figura 4 mostra o comportamento dos níveis de DQO (A) e $DBO_{5,20}$ (B) no afluente e no efluente durante a operação do sistema.

Os valores máximos de DQO e $DBO_{5,20}$ totais no afluente, considerando todas as fases operacionais, foram de 640 e 350 mg O_2/L , respectivamente; enquanto os valores mínimos foram de 250 e 220 mg O_2/L .

Após 73 dias de operação, houve uma estabilidade relativa na remoção de matéria orgânica (DQO e $DBO_{5,20}$). As eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$ total (solúvel e particulado) foram de 73, 90 e 82% para as fases I, II e III, respectivamente, enquanto as eficiências de remoção de DQO total

(solúvel e particulado) foram de 71, 89 e 84% para as mesmas fases.

Boutilier *et al.* (2010), ao estudar dois WCs de fluxo subsuperficial tratando águas residuais municipais, alcançaram uma eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ de cerca de 69%. Os autores adotaram um TDH de 25 dias, enquanto os adotados neste estudo variaram de 3 a 1,5 dias.

Khalifa *et al.* (2020) também avaliaram meio filtrante não convencional (plástico, borracha e espuma de poliestireno) em um WC de fluxo subsuperficial horizontal. Os autores alcançaram eficiências elevadas de remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO, ambas de 88%.

Um WC de fluxo subsuperficial vertical em escala real que tratava águas residuais municipais de Pequim alcançou remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO de $87,25 \pm 2,45$ e $81,76 \pm 3,15\%$, respectivamente (Fan *et al.*, 2021).

Chyan *et al.* (2013) alcançaram remoção de $DBO_{5,20}$ de $91,80 \pm 6,43\%$ usando um WC preenchido com fragmentos de pneus de borracha. No entanto, os autores adotaram CHS de $0,09 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e COS de $9,86 \text{ g DBO}/\text{m}^2.\text{d}$, ambos muito inferiores aos usados neste estudo (Tabela 3).

Parde *et al.* (2020) reuniram diversos estudos que investigaram o tratamento de águas residuais por WCs, que alcançaram remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO na faixa de 80 a 91% e 60 a 85%, respectivamente. No entanto, os melhores resultados foram alcançados com baixas COS e CHS.

A remoção de matéria orgânica obtida neste trabalho é equivalente aos melhores resultados obtidos por outros trabalhos recentes que utilizaram WCs de fluxo subsuperficial para o tratamento de águas residuais. Vale ressaltar que as taxas de COS utilizadas neste estudo são relativamente mais altas do que as indicadas na literatura, o que torna os resultados de remoção de matéria orgânica mais relevantes e promissores.

O alto desempenho obtido pelo sistema de tratamento inovador proposto, quando comparado com sistemas de *wetlands* construídas com enchimento tradicional, sugere fortemente que a presença da camada de biomídia

na composição do meio filtrante contribuiu positivamente para o desempenho da unidade piloto, provavelmente fornecendo uma área superficial ampla para o desenvolvimento de biofilmes.

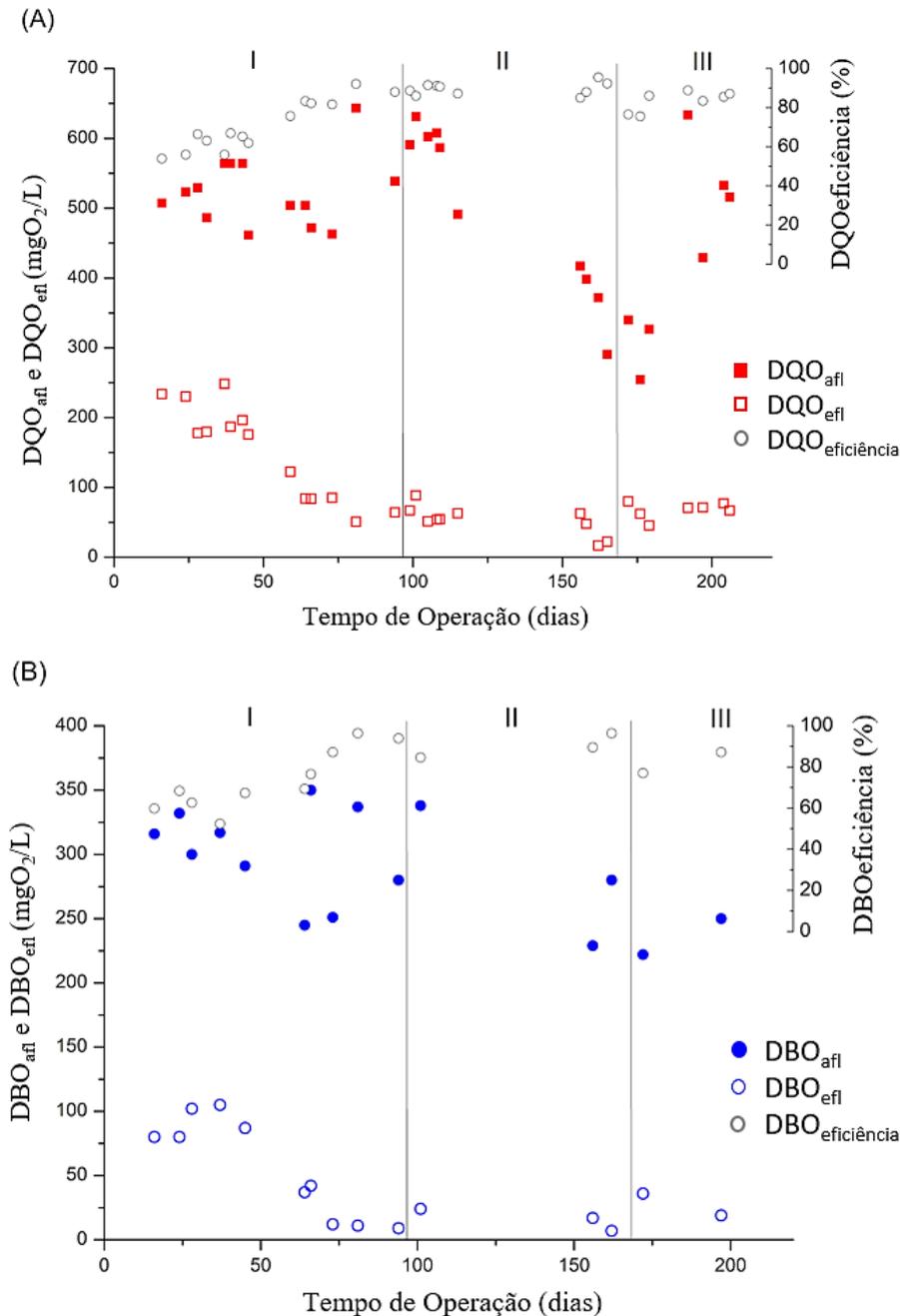


Figura 4 – Demanda química de oxigênio (DQO) (A) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) (B) para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

3.4 Remoção de nutrientes

Ao contrário dos excelentes resultados de retenção de sólidos e remoção de matéria orgânica, a redução de compostos de nitrogênio não foi tão expres-

siva no sistema de tratamento proposto por este trabalho. A Figura 5 mostra os resultados do monitoramento do nitrogênio no afluente (NTK e $\text{NH}_4^+\text{-N}$) e no efluente (NTK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ e $\text{NO}_3^-\text{-N}$).

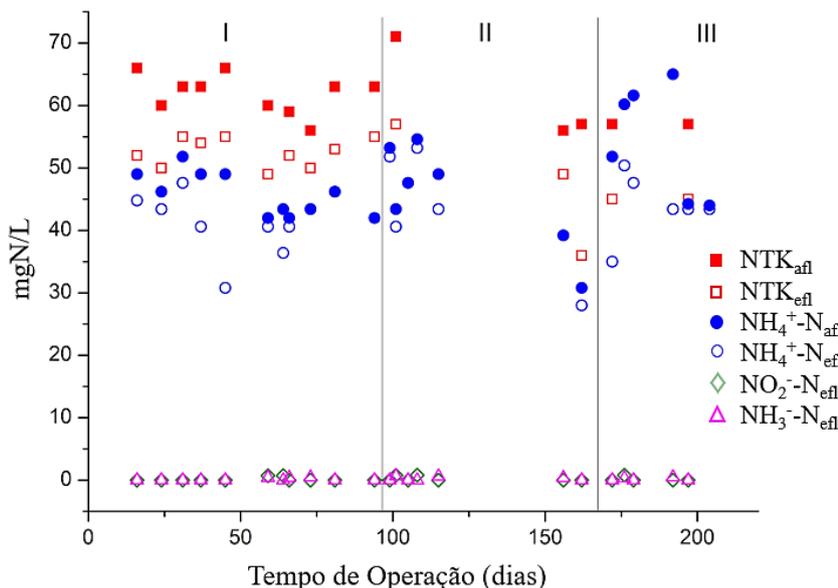


Figura 5 – Monitoramento de compostos nitrogenados para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

A remoção global de NTK e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi de 18% e 10%, respectivamente. As altas concentrações de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ no efluente e os baixos níveis de $\text{NO}_2^-\text{-N}$ e $\text{NO}_3^-\text{-N}$ indicam que o processo de nitrificação não foi expressivo, o que é reforçado pelo aumento da alcalinidade no efluente; assim, a remoção de nitrogênio pode ser atribuída muito mais à absorção pelas plantas (Treese; Childers; Sanchez, 2020).

Esses resultados modestos estão associados à configuração do sistema de WC proposto neste estudo, uma vez que, nesse modelo, a transferência de oxigênio para o meio filtrante é limitada, prejudicando os processos de nitrificação (Vymazal, 2007).

Vymazal e Kröpfelová (2009) avaliaram os dados de monitoramento de vários WCs que tratavam

águas residuais municipais. Os autores verificaram uma remoção média de NTK de 41,7% para uma CHS média de $0,045 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, enquanto a adotada neste estudo variou de 0,13 a 0,31 (Tabela 3). Para $\text{NH}_4^+\text{-N}$, a remoção média foi de 30,4%.

Yanting Wang *et al.* (2020), ao estudar um WC de fluxo subsuperficial horizontal que tratava água de lago natural poluída, alcançaram uma remoção média de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ de 36,7%. Xiao *et al.* (2020) avaliaram um WC de fluxo vertical que tratava águas residuais sintéticas. O reator foi preenchido com camadas de cascalho grosso, cascalho fino, areia e fibra de basalto. Os autores alcançaram uma alta remoção de nitrogênio total, de cerca de $75,78 \pm 3,12\%$, mas para valores altos de TDH em torno de 72h. Neste estudo, o TDH atingiu valores restritivos de cerca de 36 h (1,5 dias).

Rouso *et al.* (2019) avaliaram a remoção de nitrogênio em um sistema híbrido composto por WCs de fluxo subsuperficial vertical e horizontal sequenciais no sul do Brasil; os autores alcançaram uma remoção média de nitrogênio total de $69 \pm 13\%$. No entanto, a COS adotada foi de $0,063 \pm 0,013 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, muito inferior à usada neste estudo ($0,13$ a $0,31 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Isso corrobora que as condições operacionais (alta COS e CHS) deste estudo foram as maiores limitações para a remoção de nitrogênio.

Estudos recentes têm proposto aeração artificial para melhorar a remoção de NH_4^+-N (X. Lai *et al.*, 2020; Lu *et al.*, 2020), evidenciando excelentes perspectivas futuras sobre técnicas de aumento de oxigênio. Os autores indicaram uma taxa expressiva de nitrificação mesmo para COS e CHS elevados.

No entanto, o objetivo deste estudo foi propor uma WC inovadora preenchida com biomídia para o tratamento de esgoto doméstico, adotando um

TDH restritivo. A remoção de matéria orgânica e a retenção de sólidos suspensos, mesmo para COS e CHS elevados, demonstraram a possibilidade de reduzir a área em comparação com os WCs convencionais. Assim, a seleção de tecnologias de pós-tratamento deve ser avaliada cuidadosamente, pois existem muitas alternativas.

A Figura 6 mostra os resultados do monitoramento de fósforo total no afluente e no efluente, sendo que no afluente os resultados variaram de 6 a 9 mg P/L, e no efluente as concentrações médias foram de $5,6 \pm 0,5$, $5,0 \pm 0,8$ e $4,9 \pm 0,1$, para as fases I, II e III, respectivamente. As eficiências de remoção de fósforo total foram de 23, 33 e 34%, para as mesmas fases.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (National Risk Management Research Laboratory..., 2000), os sistemas de WC têm remoção limitada de fósforo devido ao comportamento sazonal de assimilação das plantas e a sua baixa capacidade de sorção.

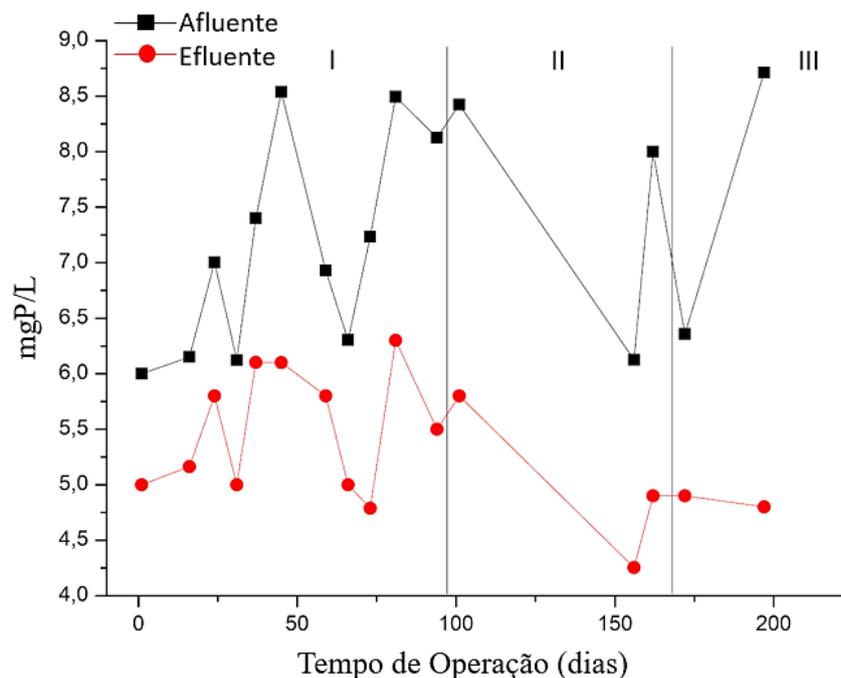


Figura 6 – Monitoramento de fósforo total para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

Boutilier *et al.* (2010), ao utilizar duas WCs de fluxo subsuperficial no tratamento de águas residuais municipais, alcançaram uma eficiência de remoção de fósforo total de cerca de 39%. No entanto, os autores adotaram um TDH de 25 dias, enquanto os adotados neste estudo variaram de 3 a 1,5 dias. Wood *et al.* (2008) avaliaram a remoção de fósforo em longo prazo por um WC que tratava águas residuais de laticínios, alcançando eficiências de remoção de 53,7%. No entanto, também adotaram TDH elevado e COS baixa.

García-Ávila *et al.* (2019) avaliaram diferentes espécies de plantas (*Phragmites australis* e *Cyperus papyrus*) em dois WCs de fluxo subsuperficial vertical que tratavam águas residuais municipais. A eficiência de remoção de fósforo total foi semelhante para ambos os WCs, sendo de aproximadamente 50%.

Assim, os resultados obtidos neste estudo foram satisfatórios, no contexto da tecnologia empregada. Ajustes operacionais podem promover melhores resultados, como o proposto por Chaves *et al.* (2019) ao avaliar uma WC parcialmente preenchida com lodo de uma estação de tratamento de

água, alcançando uma eficiência máxima de 95%. Portanto, tecnologias alternativas como essas podem ser usadas como pós-tratamento do WC inovador proposto neste estudo.

3.5 Crescimento das plantas

Durante os 197 dias de tratamento de esgoto doméstico, as plantas apresentaram um desenvolvimento saudável, sugerindo boa adaptação das espécies *Cyperus giganteus*, *Canna x. generalis* e *Zingiber officinale* ao sistema inovador proposto, uma vez que inspeções regulares não indicaram anomalias no tecido das plantas. Esses resultados ratificam que as condições climáticas, a incidência solar e o TDH aplicados neste estudo ofereceram energia, carga hídrica e disponibilidade de nutrientes suficientes para a completa estabilidade do WC.

A Figura 7 mostra o desenvolvimento da vegetação em diferentes momentos da operação do sistema de tratamento. A Figura 7 também destaca que a planta ornamental *Canna x. genera* exibiu flores amarelas vistosas e brilhantes por volta do 160º dia de operação do sistema.

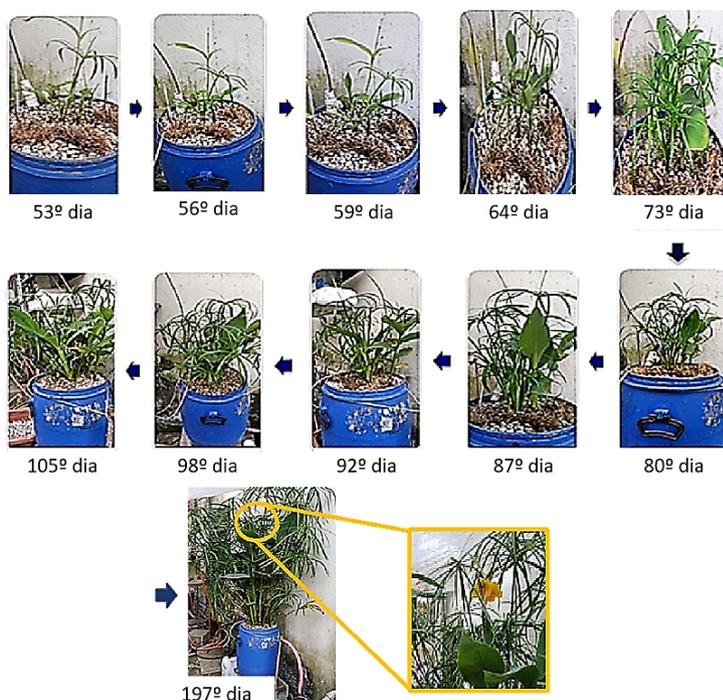


Figura 7 – Crescimento das plantas durante a operação do sistema de tratamento integrado.

4 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no experimento, pode-se concluir que:

- O inovador modelo de WC de fluxo subsuperficial vertical preenchido com biomídia mostrou ser uma biotecnologia promissora para o tratamento de esgoto doméstico;
- O sistema alcançou excelente desempenho na remoção de sólidos suspensos totais e matéria orgânica, mesmo com COS e CHS elevados;
- Após aclimação da biomassa, o TDH de 2 dias foi a melhor condição operacional para o tratamento de esgoto, em termos de resposta na remoção de matéria orgânica;
- As eficiências de remoção DBO foram de 73%, 90% e 82% para as fases I (TDH de 3 dias), II (TDH de 2 dias) e III (TDH de 1,5 dia), respectivamente; enquanto que para DQO obteve-se 71%, 89% e 84% para as mesmas fases, e, para SST, 90%, 89% e 92% de eficiência;
- No que se refere à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), não se obtiveram resultados satisfatórios;
- Não foram observados indícios de colmatção do meio filtrante durante os 197 dias de operação do sistema;
- Assim, o sistema inovador proposto surge como uma alternativa promissora para o tratamento de esgoto municipal, especialmente para sistemas descentralizados.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Campos, F; **Metodologia:** Campos, F, Augusto, MR, Campos, FP, Catino, R, Bueno, RF; **Investigação:** Campos, F, Augusto, MR, Campos, FP, Catino, R, Bueno, RF, Liduino, VS; **Redação:** Campos, F, Augusto, MR; **Revisão & Edição:** Campos, F; **Supervisão:** Campos, F.

6 REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

AVELLÁN, T.; GREMILLION, P. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 99, p. 42-57, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.024>

BLANCO, I.; MOLLE, P.; MIERA, L. E. S.; ANSOLA, G. Basic oxygen furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. **Water Research**, Alexandria, v. 89, p. 355-365, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.064>

BOUTILIER, L.; JAMIESON, R.; GORDON, R.; LAKE, C.; HART, W. Performance of surface-flow domestic wastewater treatment wetlands. **Wetlands**, [s. l.], v. 30, p. 795-804, 2010. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0067-1>

BRIONES, A.; RASKIN, L. Diversity and dynamics of microbial communities in engineered environments and their implications for process stability. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 270-276, 2013. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(03\)00065-X](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(03)00065-X)

CAO, W.; WANG, Y.; SUN, L.; JIANG, J.; ZHANG, Y. Removal of nitrogenous compounds from polluted river water by floating constructed wetlands using rice straw and ceramsite as substrates under low temperature conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 88, p. 77-81, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.019>

CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y. R.; LIANG, W.; WU, Z. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 44, p. 152-159, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.019>

CHAVES, V. T.; MORITA, D. M.; CHAO, I. R. S.; CONTRERA, R. C. Phosphorus recovery from sewage with a sustainable and low-cost treatment system. **Water Science & Technology**, London, v. 80, n. 5, p. 846-854, 2019. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.332>

CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J. Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 175, p. 572-581, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.102>

CHYAN, J. M.; SENORO, D. B.; LIN, C. J.; CHEN, P. J.; CHEN, I. M. A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s. l.], v. 85, p. 638-645, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.010>

DAI, H.; HU, F. Phosphorus adsorption capacity evaluation for the substrates used in constructed wetland systems: a comparative study. **Polish Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 1003-1010, 2017. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66708>

- DALLAS, S.; HO, G. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. **Water Science & Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 119-128, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0358>
- FAN, Y.; XUDONG, W.; SHAO, L.; HAN, M.; CHEN, B.; MENG, J.; WANG, P.; CHEN, G. Can constructed wetlands be more land efficient than centralized wastewater treatment systems? A case study based on direct and indirect land use. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 770, 144841, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144841>
- FRANKENBACH, R. I.; MEYER, J. S. Nitrogen removal in a surface-flow wastewater treatment wetland. **Wetlands**, [s. l.], v. 19, p. 403-412, 1999. <https://doi.org/10.1007/BF03161772>
- GARCÍA-ÁVILA, F.; PATIÑO-CHÁVEZ, J.; ZHINIÑ-CHIMBO, F.; DONOSO-MOSCOSO, S.; FLORES DEL PINO, L.; AVILÉS-AÑAZCO, 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**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 286-296, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>
- HAROUYIA, N.; RUE, S. M.; PROST-BOUCLÉ, S.; LIENAR, A.; ESSER, D.; MOLLE, P. Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: pilot and full-scale evidence. **Water Science & Technology**, London, v. 63, n. 8, p. 1629-1637, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.250>
- ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: a review. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 198, p. 372-383, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>
- IWA SPECIALIST GROUP ON USE OF MACROPHYTES IN WATER POLLUTION CONTROL. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. London: IWA, 2000.
- JIN, Z.; XIE, X.; ZHOU, J.; BEI, K.; ZHANG, Y.; HUANG, X.; ZHAO, M.; KONG, H.; ZHENG, X. Blackwater treatment using vertical greening: efficiency and microbial community structure. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 249, p. 175-181, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.176>
- JOU, C. J.; CHEN, S. W.; KAO, C. M.; LEE, C. L. Assessing the efficiency of a constructed wetland using a firstorder biokinetic model. **Wetlands**, [s. l.], v. 28, p. 215-219, 2008. <https://doi.org/10.1672/07-60.1>
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Lewis, 1996.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2009.
- KHALIFA, M. E.; EL-REASH, Y. G. A.; AHMED, M. I.; RIZK, F. W. Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 143, 105668, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105668>
- LAI, C.; SUN, Y.; GUO, Y.; CAI, Q.; YANG, P. A novel integrated bio-reactor of moving bed and constructed wetland (MBCW) for domestic wastewater treatment and its microbial community diversity. **Environmental Technology**, [s. l.], v. 42, n. 17, p. 2653-2668, 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1709904>
- LAI, X.; ZHAO, Y.; PAN, F.; YANG, B.; WANG, H.; WANG, S.; HE, F. Enhanced optimal removal of nitrogen and organics from intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: relative COD/N ratios and microbial responses. **Chemosphere**, [s. l.], v. 244, 125556, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125556>
- LIDUINO, V. S.; CRAVO-LAUREAU, C.; NOEL, C.; CARBON, A.; DURAN, R.; LUTTERBACH, M. T.; SERVULO, E. F. C. Comparison of flow regimes on biocorrosion of steel pipe weldments: community composition and diversity of biofilms. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s. l.], v. 143, 104717, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104717>
- LU, J.; GUO, Z.; KANG, Y.; FAN, J.; ZHANG, J. Recent advances in the enhanced nitrogen removal by oxygen-increasing technology in constructed wetlands. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 205, 111330, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111330>
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 187, p. 560-570, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>
- MATEUS, D. M. R.; VAZ, M. M. N.; PINHO, H. J. O. Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 41, p. 65-69, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.014>
- MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D.; COSTA, L. M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 106-Part A, p. 588-596, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.013>
- MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B.; TEIXEIRA, D. L. Influence of the substrate type and

- position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 31, 100871, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100871>
- NATIONAL RISK MANAGEMENT RESEARCH LABORATORY OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT, U.S. Environmental Protection Agency. **Manual: constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**, Cincinnati: EPA, 2000.
- NAWAB, B.; ESSER, K. B.; JENSSEN, P. D.; NYBORG, I. L. P.; BAIG, S. A. Technical viability of constructed wetland for treatment of dye wastewater in Gadoon Industrial Estate, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. **Wetlands**, [s. l.], v. 38, p. 1097-1105, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0824-x>
- ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. **Water Science & Technology**, London, v. 41, n. 4-5, p. 383-391, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0470>
- PARDE, D.; PATWA, A.; SHUKLA, A.; VIJAY, R.; KILLEDAR, D. J.; KUMAR, R. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 21, 101261, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; SEZERINO, P. H. Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in South Brazil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, London, v. 9, n. 3, p. 559-570, 2019. <https://doi.org/10.2166/washdev.2019.010>
- RUSSEL, D. L. **Practical wastewater treatment**. Hoboken: Wiley, 2019. <https://doi.org/10.1002/9781119527114.fmatter>
- RUSTEN, B.; HELLSTRÖM, B. G.; HELLSTRÖM, F.; SEHESTED, O.; SKJELFOSS, E.; SVENDSEN, B. Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. **Water Science & Technology**, London, v. 41, n. 4-5, p. 13-20, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0419>
- SAEED, T.; SUN, G. A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 128, p. 438-447, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.052>
- STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. **Microporous and Mesoporous Materials**, Amsterdam, v. 155, p. 106-116, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.01.022>
- TANG, S.; LIAO, Y.; XU, Y.; DANG, Z.; ZHU, X.; JI, G. Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: a review. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 314, 123759, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123759>
- TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00066-6](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00066-6)
- TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw Hill, 2013.
- TREESE, S.; CHILDERS, D. L.; SANCHEZ, C. A. Long-term trends in nitrogen removal by an aridland constructed treatment wetland. **Wetlands**, [s. l.], v. 40, p. 2071-2083, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01376-4>
- VYMAZAL, J.; KRÖPFLOVÁ, L. Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review. **Wetlands**, [s. l.], v. 29, p. 1114-1124, 2009. <https://doi.org/10.1672/08-216.1>
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- WANG, W.; ZHAO, Y.; JIANG, G.; WANG, Y. The nutrient removal ability and microbial communities in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland fed by slightly polluted lake water. **Wetlands**, [s. l.], v. 40, p. 2085-2096, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01327-z>
- WANG, Y.; CAI, Z.; SHENG, S.; PAN, F.; CHEN, F.; FU, J. Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 701, 134736, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Biofilm Reactors: WEF manual of practice n. 35**. Alexandria: WEF Press; New York: McGraw Hill, 2011.
- WHITE, S. A.; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 37, n. 12, p. 1968-1976, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.009>
- WOOD, J. D.; GORDON, R.; MADANI, A.; STRATTON, G. W. A long term assessment of phosphorus treatment by a constructed wetland receiving dairy wastewater. **Wetlands**, [s. l.], v. 28, p. 715-723, 2008. <https://doi.org/10.1672/07-163.1>
- WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 175, p. 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>

XIAO, J.; HUANG, J.; HUANG, M.; CHEN, M.; WANG, M. Application of basalt fiber in vertical flow constructed wetland for different pollution loads wastewater: performance, substrate enzyme activity and microorganism community. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 318, 124229, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124229>

YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 261, p. 441-452, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>

ZAMORA, S.; MARÍN-MUÑÍZ, J. L.; Nakase-Rodríguez, C.; Fernández-Lambert, G.; Sandoval, L. Wastewater treatment by constructed wetland eco-technology: influence of mineral and plastic materials as filter media and tropical ornamental plants. **Water**, Basel, v. 11, n. 11, 2344, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11112344>

ZHU, W. L.; CUI, L. H.; OUYANG, Y.; LONG, C. F.; TANG, X. D. Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. **Pedosphere**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 454-463, 2011. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60147-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60147-1)