



MARINA SANTOS ÁZARA

**AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO E DESEMPENHO
DO CAPIM-VETIVER APÓS SUBMETIDO A DIFERENTES
LÂMINAS DE ESGOTO NO PERÍODO DE ACLIMATAÇÃO
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

**LAVRAS-MG
2023**

MARINA SANTOS ÁZARA

**AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO E DESEMPENHO DO CAPIM-VETIVER
APÓS SUBMETIDO A DIFERENTES LÂMINAS DE ESGOTO NO PERÍODO DE
ACLIMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

Orientador

LAVRAS-MG

2023

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Ázara, Marina Santos.

Avaliação do desenvolvimento e desempenho do capim-
vetiver após submetido a diferentes lâminas de esgoto no período
de aclimação em sistemas alagados construídos / Marina Santos
Ázara. - 2023.

154 p. : il.

Orientador(a): Mateus Pimentel de Matos.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Sistemas Alagados Construídos. 2. Tratamento de Esgoto.
3. *Chrysopogon zizanioides*. I. De Matos, Mateus Pimentel. II.
Título.

MARINA SANTOS ÁZARA

**AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO E DESEMPENHO DO CAPIM-VETIVER
APÓS SUBMETIDO A DIFERENTES LÂMINAS DE ESGOTO NO PERÍODO DE
ACLIMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

**EVALUATION OF THE DEVELOPMENT AND PERFORMANCE OF VETIVER
GRASS AFTER SUBJECTING TO DIFFERENT SEWAGE DEPTHS DURING THE
ACCLIMATATION PERIOD IN CONSTRUCTED WETLANDS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA EM 31 DE JULHO DE 2023

Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA

Dr. Paula Peixoto Assemany UFLA

Dr. Fátima Resende Luiz Fia UFLA

Dr. Denis Leocádio Teixeira UFJM

Dr. Suymara Toledo Miranda UNIPAC



Documento assinado digitalmente
MATEUS PIMENTEL DE MATOS
Data: 30/10/2023 10:43:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

Orientador

LAVRAS-MG

2023

*À minha mãe Elaine, por seu constante incentivo, apoio incondicional e amor imensurável
que ilumina intensamente meu caminho.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Nosso Senhor Jesus Cristo e a Nossa Senhora Aparecida, expresso meu profundo amor e gratidão por me guiarem e fortalecerem ao longo da minha trajetória no mestrado. Agradeço pelas bênçãos recebidas, as quais foram fundamentais para superar os desafios impostos para a conclusão dessa jornada tão significativa e, que eu possa honrar essa conquista usando meus conhecimentos para o bem.

À minha mãe Elaine, por todo o amor, apoio, dedicação e encorajamento constante que me ofereceu ao longo dessa fase. Sem isso, eu não teria alcançado esse marco tão importante em minha vida acadêmica. Agradeço, mais uma vez, por ser meu farol de inspiração para que eu consiga ser a minha melhor versão em todos os dias da minha vida. Ao meu padrastrô Tiago por todo carinho e também pelo valioso auxílio na montagem do experimento. A experiência concedida alinhada a toda dedicação, foram essenciais para o sucesso do projeto.

Ao Arthur Furlam, por ser uma fonte de calma reconfortante para os meus turbilhões de sentimentos. Agradeço por toda compreensão, paciência e amor, ajudando-me a encontrar equilíbrio e serenidade nos momentos desafiadores. O apoio emocional constante e a presença nesses momentos cruciais foram essenciais para que eu me mantivesse focada e alcançasse essa conquista.

Ao prof. Mateus Pimentel de Matos por todo suporte, orientação e contribuições. Agradeço por compartilhar todo tempo e expertise para me guiar tanto na minha vida acadêmica, quanto na profissional. Toda sabedoria, perseverança e resiliência depositada nas inúmeras questões que ocorreram no decorrer desse caminho foram inestimáveis para a conclusão dessa etapa. Meus eternos agradecimentos pela confiança depositada em meu trabalho e por sempre acreditar em mim.

À prof. Paula Assemany por não medir esforços para me auxiliar e co-orientar em uma parte dessa pesquisa. Além disso, agradeço por compartilhar seu vasto conhecimento ao longo desta etapa, permitindo a conclusão deste capítulo com valiosos conhecimentos que moldaram minha formação acadêmica.

Aos profissionais da Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA, em especial o Aroldo, Aline, Henrique e Tobias por toda amizade, cooperação e auxílio no monitoramento do experimento. A presença de todos fizeram com que as fases de instalação, operação e conclusão da pesquisa se tornassem mais leves e memoráveis. Agradeço por tudo que fizeram e pelo impacto positivo que tiveram em minha jornada acadêmica.

Ao meu colega da pós-graduação, Rodolfo Crippa, gostaria de expressar meus sinceros agradecimentos por toda parceria, conselhos, amizade e auxílio fundamental durante esta pesquisa. Sua colaboração e suporte foram incalculáveis para a conclusão do projeto. À Jaqueline Soares por todo apoio nas análises laboratoriais e à adorável Rafaela Ribeiro, por todo carinho, disponibilidade e dedicação. Sua leveza, alegria e calma fez com que a finalização de algumas etapas se tornasse ainda mais especiais.

Aos colegas da equipe de Licenciamento Ambiental da Suzano S.A., em especial ao Ismael, Guilherme, Mayluce e Diesley, por toda flexibilidade, compreensão e suporte que foram fundamentais para conciliar as minhas demandas acadêmicas e profissionais. Agradeço por adaptarem as rotinas de acordo com as necessidades, permitindo-me dedicar o tempo necessário a minha pesquisa. A colaboração e a atmosfera de apoio foram imprescindíveis e essenciais para o meu sucesso nessa jornada acadêmica.

À Universidade Federal de Lavras pelo suporte, infraestrutura e recursos disponibilizados ao longo desse caminho. O ambiente acadêmico estimulante e enriquecedor proporcionou o desenvolvimento das minhas habilidades profissionais e pessoais. Levo comigo a experiência e os aprendizados adquiridos durante meu tempo na instituição e serei eternamente grata por ter concluído tanto minha graduação, quanto o mestrado nesta instituição de renome.

À CAPES, pelo apoio aos Programas de Pós-Graduação, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEAMB), e ao CNPq, pelo financiamento ao projeto de pesquisa.

Por fim, agradeço a todos que de alguma forma fizeram parte dessa trajetória, deixando-a mais leve, especial e inesquecível.

RESUMO

O estímulo ao crescimento radicular das plantas cultivadas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) pode resultar em uma maior remoção de poluentes, além de permitir a utilização de unidades mais profundas e com menor demanda de área, reduzindo uma das principais desvantagens da utilização dessas unidades de tratamento. Dessa forma, o presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de três SACs-EHSS na remoção de poluentes e os aspectos fitotécnicos do capim-vetiver (espécie vegetal utilizada e de extenso sistema radicular), após submetidos a diferentes alturas do nível de esgoto nos reatores durante a fase de aclimação. As unidades em escala piloto foram confeccionadas com vidro temperado de 8 mm de espessura nas dimensões de 0,60 m de comprimento x 0,40 m de altura x 0,25 m de largura, sendo alimentadas com uma vazão de 6 mL min⁻¹ (tempo de detenção hidráulica - TDH de 2 d) com esgoto sanitário proveniente do tanque de cloração da estação de tratamento de esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), apresentando aplicação de carga orgânica superficial em torno de 5,18 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Os três SACs foram submetidos a duas etapas de aclimação, onde a lâmina do efluente foi rebaixada a cada ciclo quinzenal, sendo que na primeira fase todas as unidades ficaram com a mesma lâmina de efluente (35, 33 e 30 centímetros) de forma que as mudas do capim-vetiver pudessem se desenvolver em condições iguais e, posteriormente, na segunda etapa, as unidades variaram quanto ao nível de efluente, sendo mantido 30 cm no SAC 1, enquanto os SAC 2 e 3, respectivamente, tiveram o nível gradativamente reduzido a 20 cm e 10 cm (após 15 dias) com o objetivo de visualizar o desenvolvimento radicular diante do estresse provocado. Já durante a fase de monitoramento, os três SACs tiveram a lâmina ajustada para 30 cm, de forma a proporcionar TDH de 2,0 d. Com base nos resultados, embora não tenha havido diferença significativa da redução da lâmina de esgoto no período de aclimação na eficiência de remoção de poluentes entre as unidades, o SAC 2 foi o que apresentou o melhor desenvolvimento vegetativo e desempenho, possivelmente dado ao estímulo radicular. Por outro lado, o rebaixamento a 10 cm e/ou o tempo insuficiente de adaptação a essa condição não propiciaram maior produtividade e crescimento no SAC 3. Em relação ao comprimento das raízes, todas as plantas cultivadas nas três unidades apresentaram crescimento radicular até o fundo do reservatório. No entanto, o rebaixamento mais acentuado do nível de esgoto resultou em um aumento do volume de raízes na unidade correspondente (SAC 3), prática essa que também causou um estresse mais intenso na unidade em questão, levando a uma maior densidade de raízes. Por outro lado, resultou em menor crescimento da parte aérea e uma capacidade extratora inferior em comparação com o SAC 2, que teve rebaixamento intermediário (lâmina de efluente até 20 cm). Por fim, observou-se que o rebaixamento do nível de esgoto na fase de aclimação não teve influência no teor de nutrientes tanto na parte aérea quanto nas raízes das plantas.

Palavras-chave: Wetlands construídos. Tratamento de águas residuárias. Sistema radicular. Tratamento terciário de efluentes. *Chrysopogon zizanioides*. Saneamento. Papel das plantas. Tecnologias de fitorremediação. Sustentabilidade.

ABSTRACT

The stimulation of root growth of plants cultivated in constructed wetlands systems of horizontal subsurface flow (CWs-HSSF) can result in a greater removal of pollutants, besides allowing the use of deeper units and with less area demand, reducing one of the main disadvantages of the use of these treatment units. Thus, the present work aimed to evaluate the performance of pollutant removal efficiency in three CWs-HSSF and the phytotechnical aspects of vetiver grass (vegetal species used and of extensive root system), after submitted to different sewage level heights in the reactors during the acclimatization phase. The pilot-scale units were made of 8 mm thick tempered glass with dimensions of 0.60 m length x 0.40 m height x 0.25 m width, being fed with a flow rate of 6 mL min⁻¹ (HRT, hydraulic retention time of 2 d) with sanitary sewage from the chlorination tank of the wastewater (sewage) treatment plant of the Federal University of Lavras (UFLA WWTP), presenting a surface organic load application around 5.18 kg ha⁻¹ d⁻¹ of BOD. The three CWs were submitted to two stages of acclimatization, where the effluent slurry was lowered at each biweekly cycle. In the first stage, all units had the same effluent slurry (35, 33 and 30 centimetres) so that the seedlings of vetiver grass could develop in equal conditions. Later, in the second stage, the units varied as to the effluent level, being kept at 30 cm in CW 1, while CW 2 and 3, respectively, had the level gradually reduced to 20 cm and 10 cm (after 15 days) with the objective of visualizing root development under stress. During the monitoring phase, the three CWs had the water depth adjusted to 30 cm, to provide a HRT of 2.0 d. Based on the results, although there was no significant difference in the reduction of the sewage sludge during the acclimatization period in the efficiency of pollutant removal between the units, CW 2 presented the best vegetative development and performance, possibly due to the root stimulation. On the other hand, the lowering to 10 cm and/or the insufficient time for adaptation to this condition did not provide greater productivity and growth in CW 3. Regarding root length, all plants grown in the three units presented root growth to the bottom of the reservoir. However, the more accentuated lowering of the sewage level resulted in an increase in root volume in the corresponding unit (CW 3), practice that also caused a more intense stress in the unit in question, leading to a higher root density. However, these procedure result in a lower growth of the aerial part and a lower extracting capacity in comparison with CW 2, that had an intermediate lowering (effluent depth kept at 20 cm). Finally, it was observed that the lowering of the sewage level had no influence on the nutrient content both in the aboveground and in the roots of the plants (in acclimation phase).

Keywords: Constructed wetlands. Wastewater treatment. Root system. Tertiary wastewater treatment. *Chrysopogon zizanioides*. Sanitation. Role of plants. Phytoremediation technologies. Sustainability.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
2. OBJETIVOS	14
2.1. Objetivo Geral.....	14
2.2. Objetivos Específicos	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16

CAPÍTULO 1

PLANTAS EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: ESPÉCIES VEGETAIS UTILIZADAS, SUA IMPORTÂNCIA E ESTRATÉGIAS ADOTADAS PARA AUMENTO DO POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO - UMA REVISÃO	36
1. INTRODUÇÃO	38
2. MATERIAL E MÉTODOS	40
3. SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	40
3.1. Sistemas Alagados Construídos de Escoamento	41
3.1.1. SAC-ES	42
3.1.2. SAC-EHSS	43
3.1.3. SAC-EV	44
3.1.4. Configuração adotada.....	46
3.2. Plantas nos Sistemas Alagados Construídos.....	47
3.2.1. Papel das plantas	47
3.2.2. Espécies vegetais utilizadas em SACs	49
3.3. Estratégias para aumento da eficiência das plantas	52
3.3.1. Parâmetros operacionais.....	52
3.3.2. Manejo das plantas cultivadas.....	53
3.3.3. Disponibilidade de nutrientes e favorecimento à absorção	54
3.3.4. Variação do nível d'água.....	55
3.3.5. Fitoestimuladores e bioaugmentação	56
4. CONCLUSÕES.....	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

CAPÍTULO 2

PERFORMANCE OF VETIVER GRASS SUBJECTED TO DIFFERENT LEVELS OF SEWAGE IN THE ACCLIMATION PHASE IN CONSTRUCTED WETLANDS.....	74
1. INTRODUCTION	76
2. MATERIALS AND METHODS	78
3. RESULTS AND DISCUSSION.....	82
3.1. Data distribution	82
3.2. Efficiency of the treatment units.....	84
4. CONCLUSIONS.....	97
BIBLIOGRAPHICAL REFERENCES.....	98

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS E ANATÔMICAS DO CAPIM-VETIVER SUBMETIDO A DIFERENTES NÍVEIS DE ESGOTO NA FASE DE ACLIMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	105
1. INTRODUÇÃO	107
2. MATERIAL E MÉTODOS	109
2.1. Descrição das unidades	109
2.2. Condições estabelecidas no período de aclimação	111
2.3. Produção vegetal e teores nutricionais da parte aérea do capim cultivado em SACs .	113
2.3.1. Produtividade	113
2.3.2. Macro e micronutrientes.....	113
2.3.3. Teor de proteínas, cinzas e carboidratos	114
2.4. Desenvolvimento e crescimento radicular e da parte aérea	115
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	116
3.1. Crescimento aéreo do capim-vetiver	116
3.2. Crescimento e volume radicular do capim-vetiver	122
3.3. Produtividade e teores de nutrientes na parte aérea do capim-vetiver.....	124
3.4. Teores de nutrientes nas raízes do capim-vetiver	132
3.5. Percentual de proteínas, cinzas e carboidratos presentes no capim-vetiver	134
3.6. Efeito da variação de nível no desenvolvimento vegetal.....	136
4. CONCLUSÕES.....	138
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139

3. CONCLUSÕES GERAIS	153
-----------------------------------	------------

1. INTRODUÇÃO GERAL

À nível mundial, menos da metade da população possui acesso aos serviços de tratamento de esgoto (ONU, 2020), sendo a situação ainda mais crítica em regiões distantes dos grandes centros urbanos e/ou com menor poder de investimento, tornando necessária a adoção de alternativas de infraestruturas sanitárias descentralizadas e de baixos custos (SEZERINO *et al.*, 2015). Nesse contexto, destacam-se os Sistemas Alagados Construídos (SACs), unidades de tratamento de águas residuárias que se baseiam em ecossistemas naturais alagados, como brejos, pântanos, várzeas e charcos, havendo, no entanto, o controle das condições operacionais, incluindo a regulação da vazão e, conseqüentemente, do tempo de detenção hidráulica (TDH) (ALEISSA; BAKSHI, 2021; FIA *et al.*, 2020; KADLEC, WALLACE, 2009).

Em razão dessas características, possuem processos de depuração essencialmente naturais, apresentando vantagens notáveis como a mínima ou nula demanda energética para sua operação e a não geração de lodo, fatores que colocam os SACs como alternativas sustentáveis para o tratamento de águas residuárias (ZHANG *et al.*, 2022; DECEZARO *et al.*, 2021; HOTA *et al.*, 2023; MENDONÇA *et al.*, 2012). Como benefícios adicionais do seu emprego, cita-se os baixos custos de manutenção e instalação; o não requerimento de mão de obra qualificada para a sua operação; as elevadas eficiências para a remoção de poluentes, principalmente em regiões de clima tropical; a flexibilidade operacional; e a harmonia paisagística proporcionada (BERGIER *et al.*, 2021; DECEZARO *et al.*, 2021; GHOLIPOUR; STEFANAKIS, 2021; HOTA *et al.*, 2023; YUAN, J. *et al.*, 2016).

Uma característica distintiva dos SACs, em comparação com outros reatores de tratamento, é a presença de vegetação, que desempenha um papel crucial na depuração de águas residuárias. As plantas proporcionam absorção de nutrientes, a criação de barreiras físicas por meio de suas raízes e rizomas; oxigenação do sistema; desenvolvimento de comunidade microbiana mais rica; remoção de contaminantes da água residuária e sequestro do CO₂ do ar, contribuindo para redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE); retardamento da colmatação; redução da amplitude térmica no leito; dentre outras contribuições (BERGIER *et al.*, 2021; HU *et al.*, 2021; MATOS; VON SPERLING; DE MATOS, 2018; SHELEF; GROSS; RACHMILEVITCH, 2013; TURCIOS *et al.*, 2021; WIESSNER *et al.*, 2005; KADLEC; WALLACE, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011; REHMAN *et al.*, 2023; YAO *et al.*, 2023; ZHANG *et al.*, 2022).

A biomassa vegetal produzida pode também apresentar viabilidade para a recuperação de recursos, como por exemplo, na produção de energia (BANDARA *et al.*, 2022), na recuperação de nutrientes que podem ser reutilizados na alimentação animal (KURNIAWAN *et al.*, 2021; VIEGAS; GOUVEIA; GONÇALVES, 2021); em projetos de paisagismo (WU *et al.*, 2021); na compostagem para a geração de fertilizantes (VON SPERLING, SEZERINO, 2018; LOPES *et al.*, 2020), na aplicação na indústria cosmética através da extração de bioquímicos (CHAVES, ANDRADE, 2013), dentre outros.

Assim, as plantas são fatores-chave no bom desempenho das unidades, devendo optar por espécies vegetais que possuam uma maior capacidade de extração de nutrientes, e realizar o devido manejo, de forma a estimular o crescimento da vegetação e proporcionar maior capacidade de extração (CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, 2017). Para essas práticas, cita-se a frequência adequada de corte da parte aérea; a escolha da densidade vegetal mais propícia; bem como novas práticas que têm sido estudadas, como a magnetização da água, a adição de fitoestimuladores e a bioaugmentação (ABD-ELRAHMAN; SHALABY, 2017; ALI *et al.*, 2014; ABEDIPOUR, ROHANI, 2017; BULAK; WALKIEWICZ; BRZEZIŃSKA, 2014; ISRAR *et al.*, 2011).

No entanto, em razão da concepção essencialmente natural dos SACs, medidas mais simples poderiam ser mais adequadas à essa alternativa descentralizada de saneamento. Sabe-se, por exemplo, que o crescimento radicular é dependente da disponibilidade de água e nutrientes, podendo haver maior desenvolvimento vertical em ambiente com esses recursos presentes em maiores profundidades (NING *et al.*, 2014; HIRANO *et al.*, 2018). Ao mesmo tempo, raízes com maior extensão vertical podem propiciar construção de SACs mais profundos, com redução da demanda de área que, por sua vez, consiste em uma das principais desvantagens da utilização dessas unidades de tratamento (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995; TANNER, 2001; BRASIL *et al.*, 2007). Consequentemente, variar o nível de água nas unidades poderia ser uma estratégia interessante para propiciar maior aplicabilidade dos SACs em diferentes contextos.

Na fase de aclimação das espécies vegetais em SACs, comumente a espécie vegetal é colocada em água limpa ou em misturas de água limpa com a água residuária de interesse por alguns dias, antes do início da operação, de forma a permitir a adaptação da cultura a essa condição (alagada e de elevada concentração de íons). Por conseguinte, há favorecimento do desenvolvimento de estruturas para sua sobrevivência e nutrição, como dos aerênquimas, para

bombeamento do oxigênio atmosférico na zona de raízes; e a regulação das extensões de caule e raízes (FIA *et al.*, 2017; PRATA *et al.*, 2013; LÓPES-POZO *et al.*, 2013).

Dessa forma, a variação do nível de água nesse período poderia estimular o maior desenvolvimento das raízes do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), uma espécie muito avaliada em SACs em função da sua boa capacidade de extração de poluentes, da tolerância a variações extremas de temperatura e a níveis tóxicos de metais, porém que não tem alcançado o seu potencial de desenvolvimento radicular. Segundo dados da literatura, essa estrutura vegetal do capim pode vir a alcançar de 3,0 a 5,0 m de comprimento (CAZZUFFI; CORNEO; CRIPPA, 2006; FADANELLI *et al.*, 2019; TRUONG, HENGCHAOVANICH, 1997; GRIMSHAW, 2005; TRUONG, VAN, PINNERS, 2008; CHAVES, ANDRADE; 2013), no entanto, devido à grande disponibilidade de água e nutrientes em um sistema continuamente alimentado com águas residuárias, as raízes do capim-vetiver geralmente não alcançam o fundo dos tanques construídos (de 0,2 a 0,6 m) (RAMOS *et al.*, 2017).

O trabalho foi dividido em capítulos, o primeiro relativo à revisão de literatura sobre plantas utilizadas em SACs, importância e estratégias adotadas para aumento do potencial de remediação; enquanto o segundo e o terceiro, tratam da avaliação do desempenho (capítulo 2) e do desenvolvimento do capim-vetiver (capítulo 3) cultivados em SACs, após variação do nível de esgoto na fase de aclimação (uma das estratégias de estímulo à fitorremediação).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Com a realização do trabalho, objetivou-se avaliar o desenvolvimento e o desempenho do capim-vetiver cultivado em três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) em escala piloto, após submetido a diferentes níveis de esgoto durante a fase de aclimação.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho quanto à remoção de poluentes nos SACs-EHSS, ponderando sobre o possível efeito da estratégia operacional adotada;
- Inferir sobre o crescimento e volume radicular, extensão vertical da parte aérea e produtividade das culturas submetidas a diferentes condições no período de aclimação;
- Avaliar os teores de nutrientes (macro e micronutrientes), proteínas, carboidratos e cinzas presentes na parte aérea e nas raízes do capim-vetiver;
- Avaliar o potencial de destinação da parte aérea para alimentação animal, adubação verde e comercialização como fertilizantes orgânicos.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, S. *et al.* The stimulators and responsive genes to induce systemic resistance against pathogens: An exclusive focus on tomato as a model plant. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, [s. l.], v. 33, n. February, p. 101993, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.101993>
- ABD-ELRAHMAN, S. H.; SHALABY, O. A. Response of Wheat Plants to Irrigation with Magnetized Water under Egyptian Soil Conditions. [s. l.], v. 57, n. 4, p. 477–488, 2017.
- ABOU-KANDIL, A. *et al.* Fate and removal of bacteria and antibiotic resistance genes in horizontal subsurface constructed wetlands: Effect of mixed vegetation and substrate type. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 759, p. 144193, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144193>
- ADESIJI, N. E.; ADEMOLA, J. A. Soil-to-maize Transfer Factor of Natural Radionuclides in a Tropical Ecosystem of Nigeria. [s. l.], v. 9, n. 1, p. 6–10, 2019.
- AHUJA, I.; KISSEN, R.; BONES, A. M. Phytoalexins in defense against pathogens. **Trends in Plant Science**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 73–90, 2012. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.11.002>
- AL-ZREIQAT, I. *et al.* Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 118, n. January, p. 171–178, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.013>
- ALEISSA, Y. M.; BAKSHI, B. R. Constructed Wetlands as Unit Operations in Chemical Process Design: Benefits and Simulation. **Computers and Chemical Engineering**, [s. l.], v. 153, p. 107454, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2021.107454>
- ALI, Y. *et al.* Magnetic Water Treatment in Environmental Management: A Review of the Recent Advances and Future Perspectives. **Current World Environment**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 1008–1016, 2014. Available at: <https://doi.org/10.12944/cwe.9.3.56>
- AMORIM, F. *et al.* **CAPIM-TIFTON 85 CULTIVADO EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO COM ELEVADAS TAXAS DE APLICAÇÃO - DOI: 10.13083/1414-3984/reveng.v23n3p241-250.** [S. l.: s. n.], 2015. Available at: <https://doi.org/10.13083/reveng.v23i3.566>
- ARAÚJO, E. D. *et al.* Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon spp.*) in constructed wetland systems. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 10, p. 1–26, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206378>
- ARIAS, C. A. *et al.* Effects of effluent recycle on treatment performance in a vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 180, n. March, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106675>

ASGHARI, B.; KHADEMIAN, R.; SEDAGHATI, B. Plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) confer drought resistance and stimulate biosynthesis of secondary metabolites in pennyroyal (*Mentha pulegium* L.) under water shortage condition. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 263, n. December 2019, p. 109132, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109132>

AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology (United Kingdom)**, [s. l.], v. 35, n. 16, p. 2095–2103, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.893025>

AVELAR, F. F. *et al.* Desempenho agrônômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 322–330, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n2p322-330/2015>

AVELAR, F. F.; DE MATOS, A. T.; DE MATOS, M. P. Removal of sewage contaminants in constructed wetlands systems cultivated with *mentha aquatica*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 6, p. 1259–1266, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019116019>

BANDARA, W. A. R. T. W. *et al.* Potential to use invasive plants in biomass energy production: A case study *Prosopis juliflora* in coastal wetlands of Sri Lanka. **Trees, Forests and People**, [s. l.], v. 10, n. September, p. 100330, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100330>

BARBERA, A. C. *et al.* Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily. **Desalination**, [s. l.], v. 246, n. 1–3, p. 129–136, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.046>

BARBOSA, R. B. G. *et al.* Effects of the addition of phytohormone and plant growth-promoting bacteria on the health and development of *Polygonum hydropiperoides* cultivated in constructed wetlands treating chromium-contaminated wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 190, n. January, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106931>

BARYA, M. P.; KUMAR, A.; THAKUR, T. K. Utilization of constructed wetland for the removal of heavy metal through fly ash bricks manufactured using harvested plant biomass. **Ecohydrology**, [s. l.], v. 15, n. 4, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1002/eco.2424>

BATEGANYA, N. L. *et al.* Carbon and nitrogen gaseous fluxes from subsurface flow wetland buffer strips at mesocosm scale in East Africa. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 85, p. 173–184, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.081>

BEEBE, D. A. *et al.* Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 71, p. 394–400, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.052>

BEGUM, S. L. R.; JAYAWARDANA, N. U. Green synthesized metal nanoparticles as an ecofriendly measure for plant growth stimulation and disease resistance. **Plant Nano Biology**, [s. l.], v. 3, n. November 2022, p. 100028, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.plana.2023.100028>

BERGIER, T. *et al.* From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. [s. l.], v. 190, n. June, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104583>

BEYER, C. P. *et al.* Evaluation of aerial and root plant growth behavior, water and nutrient use efficiency and carbohydrate dynamics for Hass avocado grown in a soilless and protected growing system. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 277, n. October 2020, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109830>

BULAK, P.; WALKIEWICZ, A.; BRZEZIŃSKA, M. Plant growth regulators-assisted phytoextraction. **Biologia Plantarum**, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 1–8, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10535-013-0382-5>

C. M. FONSECA, M. *et al.* Tamponamento do pH da solução nutritiva na hidroponia de plantas ornamentais. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 100–108, 2005. Available at: <https://doi.org/10.14295/rbho.v11i2.49>

CABELLO-CONEJO, M. I.; PRIETO-FERNÁNDEZ, T.; KIDD, P. S. Exogenous treatments with phytohormones can improve growth and nickel yield of hyperaccumulating plants. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 494–495, p. 1–8, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.102>

CALHEIROS, C. S. C. *et al.* **Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility.** [S. l.: s. n.], 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.03.001>

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 99, n. 15, p. 6866–6877, 2008. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.043>

CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Phosphorus and nitrogen balance in constructed wetlands with *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 1–11, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019133600>

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **International Biodeterioration and Biodegradation**, [s. l.], v. 119, p. 396–404, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.048>

CAZZUFFI, D.; CORNEO, A.; CRIPPA, E. Slope stabilisation by perennial “gramineae” in Southern Italy: Plant growth and temporal performance. **Geotechnical and Geological Engineering**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 429–447, 2006. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10706-005-4144-9>

CHAMPIKA ELLAWALA, K.; ASAEDA, T.; KAWAMURA, K. The effect of flow turbulence on plant growth and several growth regulators in *Egeria densa* Planchon. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 206, n. 12, p. 1085–1091, 2011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.07.014>

CHEN, W. *et al.* Root penetration ability and plant growth in agroecosystems. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 183, n. January, p. 160–168, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.04.024>

CHENG, X. Y. *et al.* Growth and contaminant removal effect of several plants in constructed wetlands. **Journal of Integrative Plant Biology**, [s. l.], v. 51, n. 3, p. 325–335, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00804.x>

CIOCARLAN, A. *et al.* Determination of the Elemental Composition of Aromatic Plants Cultivated Industrially in the Republic of Moldova. [s. l.], 2021.

CLEVELAND, C. C. *et al.* Patterns of new versus recycled primary production in the terrestrial biosphere. [s. l.], v. 110, n. 31, p. 12733–12737, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.1302768110>

COHAVI, A.; COHEN, I. H.; RACHMILEVITCH, S. The role of different root orders in nutrient uptake. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 179, n. July, p. 104212, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2020.104212>

COLOMBI, T.; KELLER, T. Developing strategies to recover crop productivity after soil compaction—A plant eco-physiological perspective. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 191, n. December 2018, p. 156–161, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.008>

COMPAORE, W. F.; DUMOULIN, A.; ROUSSEAU, D. P. L. Metal uptake by spontaneously grown *Typha domingensis* and introduced *Chrysopogon zizanioides* in a constructed wetland treating gold mine tailing storage facility seepage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 158, n. September, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106037>

COSTA, J. F. *et al.* Performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands in the treatment of uasb reactor effluent, based on four years of monitoring. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 191–200, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201890370>

CZABAN, W. *et al.* The enhancing effect of intercropping sugar beet with chicory on the deep root growth and nutrient uptake. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 347, n. September 2022, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108360>

DAVAMANI, V. *et al.* Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using

vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 9, n. 4, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105528>

DE JESUS, F. L. F.; DE MATOS, A. T.; DE MATOS, M. P. Efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands cultivated with grasses of different root systems. **Water Science and Technology: Water Supply**, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 3318–3329, 2020. Available at: <https://doi.org/10.2166/ws.2020.210>

DE KLEIN, J. J. M.; VAN DER WERF, A. K. Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 66, p. 36–42, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.060>

DE LA VARGA, D. *et al.* Methane and carbon dioxide emissions from constructed wetlands receiving anaerobically pretreated sewage. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 538, p. 824–833, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.090>

DE OLIVEIRA, M. L. *et al.* Effects of fertigation with raw sewage on the vegetative development of maize and beans. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 437–450, 2022. Available at: <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2021.1926171.1219>

DECEZARO, S. T. *et al.* Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 721–730, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-415220200068>

DITTRICH, E.; KLINCSIK, M. Analysis of conservative tracer measurement results using the Frechet distribution at planted horizontal subsurface flow constructed wetlands filled with coarse gravel and showing the effect of clogging processes. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 21, p. 17104–17122, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4827-6>

DU, L. *et al.* Removal performance of antibiotics and antibiotic resistance genes in swine wastewater by integrated vertical-flow constructed wetlands with zeolite substrate. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 721, p. 1–10, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137765>

DUAN, X. *et al.* Soil & Tillage Research Compacted soil adaptability of Brassica napus driven by root mechanical traits. **Soil & Tillage Research**, [s. l.], v. 233, n. February, p. 105785, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105785>

DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. **Analytical Chemistry**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 350–356, 1956. Available at: <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>

EDILTON, J. *et al.* Caracterização físico-química de subprodutos obtidos do processamento de frutas tropicais visando seu aproveitamento na Physical-chemical characterization of tropical

fruit by-products for use in animal feed. [s. l.], p. 70–76, 2006.

FADANELLI, L. E. A. *et al.* Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 809–819, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019102334>

FARAZAKI, M.; GIKAS, P. Nitrification-denitrification of municipal wastewater without recirculation, using encapsulated microorganisms. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 242, n. June 2018, p. 258–265, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.054>

FIA, F. R. L. *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 303–311, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>

FIA, F. R. L. *et al.* Phosphorus dynamics in constructed wetlands systems treating swine wastewater. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 79–86, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020124591>

FUCHS, V. J.; MIHELICIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, [s. l.], v. 45, n. 5, p. 2073–2081, 2011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.021>

GALLEGO-GIRALDO, L. *et al.* Gibberellin homeostasis in tobacco is regulated by gibberellin metabolism genes with different gibberellin sensitivity. **Plant and Cell Physiology**, [s. l.], v. 49, n. 5, p. 679–690, 2008. Available at: <https://doi.org/10.1093/pcp/pcn042>

GARCÍA-ÁVILA, F. *et al.* 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. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>

GARCÍA-ÁVILA, F. Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus*. **Data in Brief**, [s. l.], v. 30, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105584>

GARCIA, G. D. O. *et al.* FERTIRRIGADAS COM ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO DRY MASS AND NUTRIENT EXTRACTION OF TWO FORAGE FERTIGATED WITH DOMESTIC SEWAGE TREATED. [s. l.], n. 2010, p. 215–226, 2015.

GARGALLO, S. *et al.* Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 587–588, p. 145–156, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.089>

GHOLIPOUR, A.; STEFANAKIS, A. I. A full-scale anaerobic baffled reactor and hybrid

constructed wetland for university dormitory wastewater treatment and reuse in an arid and warm climate. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 170, n. March, p. 106360, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106360>

GONZALO, O. G.; RUIZ, I.; SOTO, M. Science of the Total Environment Integrating pretreatment and denitri fi cation in constructed wetland systems. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584–585, p. 1300–1309, 2017. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.217>

GU, X. *et al.* Recycled utilization of *Iris pseudacorus* in constructed wetlands: Litters self-consumption and nitrogen removal improvement. **Chemosphere**, [s. l.], v. 262, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127863>

GUIMARÃES, J. de J. *et al.* **Utilização De Forrageira No Tratamento De Esgoto Doméstico**. [S. l.: s. n.], 2018. Available at: <https://doi.org/10.15809/irriga.2018v1n1p92-100>

GUO, Y. *et al.* Increase in root density induced by coronatine improves maize drought resistance in North China. **Crop Journal**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 278–290, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cj.2022.05.005>

HAN, W. *et al.* Effects of Plant Diversity and Plant Density on Ecosystem Functions in Floating Constructed Wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 11, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04913-3>

HE, S. *et al.* The effect of tea plantation age on soil water-stable aggregates and aggregate-associated carbohydrate in southwestern China. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 11, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.11.004>

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018a. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.001>

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018b. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.001>

HIRANO, Y. *et al.* Quantification of the contrasting root systems of *Pinus thunbergii* in soils with different groundwater levels in a coastal forest in Japan. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 426, n. 1–2, p. 327–337, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3630-9>

HOEBLER, C. *et al.* Rapid Acid Hydrolysis of Plant Cell Wall Polysaccharides and Simplified Quantitative Determination of Their Neutral Monosaccharides by Gas-Liquid Chromatography. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 360–367, 1989. Available at: <https://doi.org/10.1021/jf00086a020>

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Development and morphometric characteristics of vetiver grass

under different doses of organic fertilizer. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 20–30, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n103rc>

HOTA, A. *et al.* Constructed wetland challenges for the treatment of industrial wastewater in smart cities: A sensitive solution. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, [s. l.], v. 55, n. September 2022, p. 102967, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102967>

HU, X. *et al.* A review on the role of plant in pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 780, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146637>

HUA, G. F. *et al.* Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. [s. l.], p. 13017–13026, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3249-1>

HUANG, J. *et al.* Performance evaluation of *Iris pseudacorus* constructed wetland for advanced wastewater treatment under long-term exposure to nanosilver. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 116, n. March, p. 188–195, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.03.003>

HUSSAIN, Z. *et al.* Integrated perspectives on the use of bacterial endophytes in horizontal flow constructed wetlands for the treatment of liquid textile effluent: Phytoremediation advances in the field. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 224, n. May, p. 387–395, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.057>

ISMAIL, N. ‘Izzati *et al.* Applying rhizobacteria consortium for the enhancement of *Scirpus grossus* growth and phytoaccumulation of Fe and Al in pilot constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 267, n. May, p. 110643, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110643>

ISRAR, M. *et al.* Interactive effects of lead, copper, nickel and zinc on growth, metal uptake and antioxidative metabolism of *Sesbania drummondii*. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 186, n. 2–3, p. 1520–1526, 2011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.021>

ISSN, A. E.; FEDERAL, U. Performance of tifton 85 grass under fertirrigation with slaughterhouse wastewater. [s. l.], v. 4430, p. 790–800, 2017.

JAYALAKSHMI, R.; SOUNDARANAYAKI, K.; SUBHASH KANNAN, M. Removal of Methylene Blue dye from textile wastewater using vertical flow constructed wetland. **Materials Today: Proceedings**, [s. l.], n. xxxx, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.12.030>

JESUS, F. L. F. De. Desenpenho e Influência dos Capins Tifton 85 (*Cynodon sp.*) e Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no Tratamento de Esgotos Sanitários em Sistemas Alagados Construídos. **Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do**

título de Magister Scientiae. Obtido a 23 de fevereiro de 2019, [s. l.], v. 1, n. 0, p. 113, 2016.

Jl, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Chemosphere Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, [s. l.], v. 286, n. P1, p. 131564, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>

JIZHENG, P. *et al.* Environmental Technology & Innovation Enhanced nitrogen removal by the integrated constructed wetlands with artificial aeration. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 14, p. 100362, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100362>

JOURNAL, T. A.; REUSE, W. Effects of magnetized water application on soil and maize growth indices under different amounts of salt in the water Meysam Abedinpour and Ebrahim Rohani. [s. l.], p. 319–325, 2017. Available at: <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.216>

JÓŹWIAKOWSKI, K. *et al.* Reliability and efficiency of pollution removal during long-term operation of a one-stage constructed wetland system with horizontal flow. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 187, p. 60–66, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.06.043>

K.R.S, P.; YATAWARA, M. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology and Innovation**, [s. l.], v. 24, p. 101928, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101928>

KADLEC, R. H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 1–16, 2003. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00118-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00118-0)

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 157–169, 2003. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)

KASAK, K. *et al.* Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 639, p. 67–74, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.146>

KATAKI, S. *et al.* Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 283, n. September 2020, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>

KELLER, R. P.; MASOODI, A.; SHACKLETON, R. T. The impact of invasive aquatic plants on ecosystem services and human well-being in Wular Lake, India. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 847–857, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10113-017->

1232-3

KENG, T. S.; SAMSUDIN, M. F. R.; SUFIAN, S. Evaluation of wastewater treatment performance to a field-scale constructed wetland system at clogged condition: A case study of ammonia manufacturing plant. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 759, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143489>

KHAN, A. H. A. *et al.* Soil amendments enhanced the growth of *Nicotiana glauca* L. and *Petunia hybrida* L. by stabilizing heavy metals from wastewater. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 242, n. December 2018, p. 46–55, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.040>

KIÆR, L. P.; WEISBACH, A. N.; WEINER, J. Root and shoot competition: A meta-analysis. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 101, n. 5, p. 1298–1312, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12129>

KOELBENER, A. *et al.* Plant species from mesotrophic wetlands cause relatively high methane emissions from peat soil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 326, n. 1, p. 147–158, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9989-x>

KRUSZKA, D. *et al.* Silver nanoparticles affect phenolic and phytoalexin composition of *Arabidopsis thaliana*. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 716, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135361>

KURNIAWAN, S. B. *et al.* Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 790, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148219>

LEIVA, A. M. *et al.* Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, n. January, p. 116–125, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.023>

LI, D. *et al.* Simultaneous removal and conversion of silver ions from wastewater into antibacterial material through selective chemical precipitation. [s. l.], p. 1–8, 2023.

LI, L. *et al.* Chemosphere Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed wetlands with two oxygen supply strategies: Tidal flow and intermittent aeration. **Chemosphere**, [s. l.], v. 313, n. November 2022, p. 137364, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137364>

LI, X. *et al.* Controlling methane emissions from Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands by using potassium peroxydisulfate as oxidant. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 325, n. PB, p. 116444, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116444>

LIANCOURT, P. *et al.* Species- and compound-specific dynamics of nonstructural

carbohydrates toward the world ' s upper distribution of vascular plants s Hub a. [s. l.], v. 201, n. July, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104985>

LIN, Y. L.; LI, B. K. Removal of pharmaceuticals and personal care products by *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, [s. l.], v. 58, p. 318–323, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.06.007>

LIU, W. *et al.* Forest Ecology and Management Dynamics of plant nutrient requirements and acquisition strategies after afforestation : A study on the Loess Plateau , China. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 544, n. February, p. 121141, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121141>

LONIGRO, A.; MONTEMURRO, N.; LAERA, G. Effects of residual disinfectant on soil and lettuce crop irrigated with chlorinated water. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584–585, p. 595–602, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.083>

LOPES, B. C. *et al.* Potential use of tifton 85 cultivated in VFCW for animal feed. **Water Practice and Technology**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 598–604, 2020. Available at: <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.045>

LU, S. *et al.* Assessment of the treatment of domestic sewage by a vertical-flow artificial wetland at different operating water levels. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 208, p. 649–655, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.111>

LV, Z. Y. *et al.* Phytohormones jasmonic acid, salicylic acid, gibberellins, and abscisic acid are key mediators of plant secondary metabolites. **World Journal of Traditional Chinese Medicine**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 307–325, 2021. Available at: https://doi.org/10.4103/wjtcn.wjtcn_20_21

MA, K. K. *et al.* Functional Performance of Plant Proteins. [s. l.], p. 1–23, 2022.

MA, N. *et al.* Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 109, n. September, p. 48–56, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.008>

MARTINS, A. P. L. *et al.* Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 324–330, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1415-43662007000300013>

MATOS, A. T. de *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010001200009>

MATOS, A. T. *et al.* Desempenho Agronômico Do Lírio Amarelo Cultivado Sob Diferentes

Taxas De Aplicação De Esgoto Doméstico Em Sistemas Alagados Construídos. **Revista Engenharia Na Agricultura - Reveng**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 79–88, 2013. Available at: <https://doi.org/10.13083/reveng.v21i1.344>

MATOS, A. T. *et al.* Extraction capacity of plants grown in constructed wetland systems used for treatment of dairy wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010001200009>

MATOS, A. T. *et al.* Influence of organic loading rate on the performance of constructed wetlands cultivated with grass. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 83–92, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522010000100010>

MATOS, M. P. *et al.* Clogging and performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands over eight years of operation. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 6, p. 1227–1237, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018175770>

MATOS, M. P. *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p1137-1148/2015>

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; DE MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 87–107, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9458-1>

MAUCIERI, C. *et al.* A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 236, p. 175–193, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.006>

MICKOVSKI, S. B.; BEEK, L. P. H. Van; SALIN, F. Uprooting of vetiver uprooting resistance of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). [s. l.], v. 1990, p. 33–41, 2005. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11104-005-2379-0>

MILANI, M. *et al.* Evapotranspiration from horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with different perennial plant species. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 11, n. 10, 2019. Available at: <https://doi.org/10.3390/w11102159>

MIN, Y. *et al.* Flooding lowers the emissions of CO₂ and CH₄ during the freeze-thaw process in a lacustrine wetland. **Catena**, [s. l.], v. 227, n. November 2022, p. 107132, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107132>

MINAKSHI, D. *et al.* Performance evaluation of vertical constructed wetland units with hydraulic retention time as a variable operating factor. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 19, n. July, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100834>

MIRANDA-VILLAGÓMEZ, E. *et al.* Nanophosphorus Fertilizer Stimulates Growth and Photosynthetic Activity and Improves P Status in Rice. **Journal of Nanomaterials**, [s. l.], v. 2019, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1155/2019/5368027>

MIRANDA, S. T. *et al.* Characterization of clogging material from horizontal subsurface flow constructed wetland systems. **Engenharia Agricola**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 463–470, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n3p463-470/2017>

MOHAMMED, A. A.; MUTAR, Z. H.; AL-BALDAWI, I. A. Alternanthera spp. based-phytoremediation for the removal of acetaminophen and methylparaben at mesocosm-scale constructed wetlands. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 11, p. e08403, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08403>

MUENREW, J.; JAMPEETONG, A. Interactive effects of O₂ level and Fe supply on growth, morphology, and mineral allocation of hybrid Napier grass (Pennisetum purpureum × P. americanum cv. pakchong 1). **Songklanakarín Journal of Science and Technology**, [s. l.], v. 40, n. 6, p. 1271–1280, 2018. Available at: <https://doi.org/10.14456/sjst-psu.2018.156>

MURRAY, A.; RAY, I. Wastewater for agriculture: A reuse-oriented planning model and its application in peri-urban China. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1667–1679, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.028>

MUSTAFA, H. M.; HAYDER, G. Performance of Salvinia molesta plants in tertiary treatment of domestic wastewater. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 1, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06040>

NAJEEB, U. *et al.* Enhancing the lead phytostabilization in wetland plant Juncus effusus L. through somaclonal manipulation and EDTA enrichment. **Arabian Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 10, p. S3310–S3317, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.01.009>

NG, Y. S.; CHAN, D. J. C. Wastewater phytoremediation by Salvinia molesta. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 15, p. 107–115, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.08.006>

NGOC, B. *et al.* Chemosphere Estimation of the soil to plant transfer factor and the annual organ equivalent dose due to ingestion of food crops in Ho Chi Minh city. **Chemosphere**, [s. l.], v. 259, p. 127432, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127432>

NGUYEN, M. K. *et al.* Application of vetiver grass (Vetiveria Zizanioides L.) for organic matter removal from contaminated surface water. **Bioresource Technology Reports**, [s. l.], v. 22, n. March, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101431>

OLGUÍN, E. J. *et al.* Year-round phytofiltration lagoon assessment using Pistia stratiotes within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 592, p. 326–333, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.067>

PANJA, S.; SARKAR, D.; DATTA, R. Vetiver grass (Chrysopogon zizanioides) is capable of removing insensitive high explosives from munition industry wastewater. **Chemosphere**, [s.

l.], v. 209, p. 920–927, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.155>

PANRARE, A.; TONDEE, T.; SOHSALAM, P. Effect of Plant Density in Constructed Wetland on Domestic Wastewater Treating Efficiency. **International Journal of Applied and Physical Sciences**, [s. l.], 2016. Available at: <https://doi.org/10.20469/ijaps.2.50002-1>

PARWEZ, R. *et al.* Abscisic acid signaling and crosstalk with phytohormones in regulation of environmental stress responses. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 199, n. March, p. 104885, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104885>

PATHAK, N. *et al.* Simultaneous nitrification-denitrification using baffled osmotic membrane bioreactor-microfiltration hybrid system at different oxic-anoxic conditions for wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 253, n. September 2019, p. 1–10, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109685>

PAVLINERI, N.; TH, N.; TSIHRINTZIS, V. A. Constructed Floating Wetlands : A review of research , design , operation and management aspects , and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 308, p. 1120–1132, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>

PELISSARI, C. *et al.* Incorporation of nitrogen and phosphorus in the leaves of typha domingensis pers. Macrophyte during treat dairy cattle wastewater in constructed wetlands. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 585–590, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019109345>

PRADO, R. de M. *et al.* Aplicação de potássio no estado nutricional e na produção de matéria seca de mudas de maracujazeiro-amarelo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 295–299, 2004. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-29452004000200028>

PRATA, R. C. C. *et al.* Sewage treatment in wetlands cultivated with yellow lily. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 1144–1155, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000600007>

QUEIROZ, R. de C. S. de *et al.* Life cycle thinking applied to phytoremediation of dairy wastewater using aquatic macrophytes for treatment and biomass production. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 267, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122006>

RAHMAN, K. Z. *et al.* Removal and fate of arsenic in the rhizosphere of Juncus effusus treating artificial wastewater in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 69, p. 93–105, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.050>

RAHMAN, M.-A. *et al.* Phytoremediation potential of Schumannianthus dichotomus in vertical subsurface flow constructed wetland. **Environmental Challenges**, [s. l.], v. 9, n. June, p. 100631, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100631>

RAMOS, N. de F. S. *et al.* Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com Chrysopogon zizanioides e Polygonum punctatum cultivadas em

leito de argila expandida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 123–132, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201687067>

REHMAN, F. *et al.* Optimal root oxygen release from two macrophytes *Saururus cernuus* L. and *Pistia stratiotes* L. varies with light and temperature in simulated constructed wetlands microcosms. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 26, n. February, p. 100697, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100697>

RODRIGUEZ, M.; BRISSON, J. Does the combination of two plant species improve removal efficiency in treatment wetlands? **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 91, p. 302–309, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.047>

ROSALEM, P. F.; MARTINS, A. R.; CAMARGOS, L. S. Plant Physiology and Biochemistry How can the analysis of reserve dynamics after fire support the phenological insight of *Bulbostylis paradoxa* (Spreng .) Lindm (Cyperaceae)? **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 182, n. April, p. 167–173, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.04.021>

RUPPELT, J. P.; PINNEKAMP, J.; TONDERA, K. Elimination of micropollutants in four test-scale constructed wetlands treating combined sewer overflow: Influence of filtration layer height and feeding regime. **Water Research**, [s. l.], v. 169, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115214>

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**, [s. l.], v. 112, p. 429–448, 2012. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

SANTOS ABRAÃO, N. *et al.* Biometry of Vetiver Grass Cultivated in Soils of Different Texture Classes. **BRAZILIAN JOURNAL OF AGRICULTURE - Revista de Agricultura**, [s. l.], v. 94, n. 1, p. 10, 2019. Available at: <https://doi.org/10.37856/bja.v94i1.782>

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. De. EXTRACTION CAPACITY OF GRASSES GROWN IN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEMS USING DIFFERENT ARRANGEMENTS AND SUBSTRATES. **Engenharia Agrícola**, v. 4430, p. 668–675, 2019.

SEXTON, A. C. *et al.* Cloning, purification and characterisation of brassinin glucosyltransferase, a phytoalexin-detoxifying enzyme from the plant pathogen *Sclerotinia sclerotiorum*. **Fungal Genetics and Biology**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 201–209, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fgb.2008.10.014>

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: Parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>

SHARMA, P. K. *et al.* Biopurification of dairy farm wastewater through hybrid constructed

wetland system: Groundwater quality and health implications. **Environmental Research**, [s. l.], v. 200, n. June, p. 111426, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111426>

SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. Role of plants in a constructed Wetland: Current and new perspectives. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 405–419, 2013. Available at: <https://doi.org/10.3390/w5020405>

STEFANATOU, A. *et al.* Journal of Water Process Engineering Use of climbing and ornamental plants in vertical flow constructed wetlands treating greywater. [s. l.], v. 53, n. April, 2023.

STEGELMEIER, A. A. *et al.* The Use of PGPB to Promote Plant Hydroponic Growth. **Plants**, [s. l.], v. 11, n. 20, 2022. Available at: <https://doi.org/10.3390/plants11202783>

SURALTA, R. R. *et al.* Root plasticity for maintenance of productivity under abiotic stressed soil environments in rice: Progress and prospects. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 220, p. 57–66, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.06.023>

TAVARES, B. da S. M. F. de C. B. S. de L. Combinando insumos para a revegetação eficiente do rejeito da Barragem do Fundão, Mariana, MG. **Seminário PIBIC EMBRAPA SOLOS 2016/2017**, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 13–15, 2017.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Estimativa da capacidade extratora dos capins vetiver e tifton em sistemas alagados construídos. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 21–30, 2020. Available at: <https://doi.org/10.15210/rbes.v8i2.19516>

TEIXEIRA, D. L. *et al.* The influence of plant roots on the clogging process and the extractive capacity of nutrients/pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, n. May, p. 54–60, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.031>

TONDERA, K. *et al.* Bioaugmentation of treatment wetlands – A review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 775, p. 145820, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145820>

TRUC, H. *et al.* Accumulation and distribution of nutrients , radionuclides and metals by roots , stems and leaves of plants. **Nuclear Engineering and Technology**, [s. l.], v. 55, n. 7, p. 2650–2655, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.net.2023.03.039>

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 407, n. 13, p. 3958–3971, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.036>

TSUKANOV, K.; SCHWARTZ, N. Relationship between wheat root properties and its electrical signature using the spectral induced polarization method. [s. l.], n. January, p. 1–12, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1002/vzj2.20014>

TSUKANOV, K.; SCHWARTZ, N. Rhizosphere The influence of roots on soil ' s electrical

signature. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 25, n. December 2022, p. 100670, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100670>

TURCIOS, A. E. *et al.* From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 190, n. March, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104583>

VAMERALI, T. *et al.* Assisted phytoremediation of mixed metal(loid)-polluted pyrite waste: Effects of foliar and substrate IBA application on fodder radish. **Chemosphere**, [s. l.], v. 84, n. 2, p. 213–219, 2011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.052>

VIEGAS, C.; GOUVEIA, L.; GONÇALVES, M. Aquaculture wastewater treatment through microalgal. Biomass potential applications on animal feed, agriculture, and energy. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 286, n. February, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112187>

VINÍCIUS, M. *et al.* Reatores híbridos anaeróbio e aeróbio para remoção de matéria orgânica e nitrogênio em esgoto doméstico diluído. [s. l.], p. 591–600, 2021.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010. Available at: <https://doi.org/10.3390/w2030530>

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 478–490, 2005. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, [s. l.], v. 47, n. 14, p. 4795–4811, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.029>

WANG, B. *et al.* Effects of chromium stress on the rhizosphere microbial community composition of *Cyperus alternifolius*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 218, p. 112253, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112253>

WANG, J. *et al.* Efficient removal mechanism of an electrical conductivity-enhanced constructed wetlands under particle accumulated conditions. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 411, n. November 2022, p. 137257, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137257>

WANG, L. *et al.* Carbon nanotubes and plant diversity reduce greenhouse gas emissions and improve nitrogen removal efficiency of constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 380, n. P1, p. 135023, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135023>

WANG, X. *et al.* Bioaugmented constructed wetlands for denitrification of saline wastewater: A boost for both microorganisms and plants. **Environment International**, [s. l.], v. 138, n. January, p. 105628, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105628>

WARAICH, E. A. *et al.* Alleviation of temperature stress by nutrient management in crop plants: A review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 221–244, 2012. Available at: <https://doi.org/10.4067/S0718-95162012000200003>

WEIGAND, M.; KEMNA, A. Multi-frequency electrical impedance tomography as a non-invasive tool to characterize and monitor crop root systems. [s. l.], p. 921–939, 2017. Available at: <https://doi.org/10.5194/bg-14-921-2017>

WHITE, P. J.; BROADLEY, M. R. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: A review. **Annals of Botany**, [s. l.], v. 88, n. 6, p. 967–988, 2001. Available at: <https://doi.org/10.1006/anbo.2001.1540>

WIERZBOWSKA, J.; SIENKIEWICZ, S.; ZARCZY, P. Environmental Application of Ash from Incinerated Biomass. [s. l.], 2020.

WIESSNER, A. *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. **Water Research**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 248–256, 2005. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.032>

WIRTZ, H. *et al.* Are floating treatment wetlands more suitable for retrofitting highway runoff basins than vertical-flow treatment wetlands? **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 187, n. December 2022, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106862>

WU, Z. *et al.* Landscape ecological network construction controlling surface coal mining effect on landscape ecology: A case study of a mining city in semi-arid steppe. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 133, p. 108403, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108403>

XU, G. *et al.* Effects of substrate combinations on greenhouse gas emissions and wastewater treatment performance in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 121, p. 107189, 2021a. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107189>

XU, G. *et al.* Effects of substrate type on enhancing pollutant removal performance and reducing greenhouse gas emission in vertical subsurface flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 280, n. August 2020, p. 111674, 2021b. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111674>

XU, Q. *et al.* Pennisetum sinense Roxb and Pennisetum purpureum Schum. as vertical-flow constructed wetland vegetation for removal of N and P from domestic sewage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 83, p. 120–124, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.011>

YADAV, N. *et al.* Insights on the role of periphytic biofilm in synergism with *Iris pseudacorus* for removing mixture of pharmaceutical contaminants from wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 418, n. March, p. 126349, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126349>

YAN, B. *et al.* Chemosphere Removal of nutrients in saline wastewater using constructed

wetlands : Plant species , in fl uent loads and salinity levels as in fl uencing factors. [*s. l.*], v. 187, p. 52–61, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.087>

YANG, C. *et al.* Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. **Journal of Water Process Engineering**, [*s. l.*], v. 49, n. September, p. 103140, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>

YAO, Z. *et al.* Effects of plant physiological responses under nitrogen stress on pollutant removal in subsurface constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, [*s. l.*], v. 51, n. September 2022, p. 103351, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103351>

YOON, H. Y. *et al.* Structural variation of humic-like substances and its impact on plant stimulation: Implication for structure-function relationship of soil organic matters. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 725, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138409>

YUAN, J. *et al.* Bacterial communities and enzymatic activities in the vegetation-activated sludge process (V-ASP) and related advantages by comparison with conventional constructed wetland. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 220, p. 341–351, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.095>

YUAN, L. *et al.* Influence of electrical fields enhanced phytoremediation of multi-metal contaminated soil on soil parameters and plants uptake in different soil sections. **Environmental Research**, [*s. l.*], v. 198, n. December 2020, p. 111290, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111290>

ZAPATER, M.; GROSS, A.; SOARES, M. I. M. Capacity of an on-site recirculating vertical flow constructed wetland to withstand disturbances and highly variable influent quality. **Ecological Engineering**, [*s. l.*], v. 37, n. 10, p. 1572–1577, 2011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.033>

ZHANG, Lie-yu *et al.* Effect of limited arti fi cial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. **DES**, [*s. l.*], v. 250, n. 3, p. 915–920, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.062>

ZHANG, Lu *et al.* Integrated environmental influences quantification of pilot-scale constructed wetlands based on modified ecological footprint assessment. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 843, n. June, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157039>

ZHANG, X. *et al.* Coupling of partial nitrification and aerated vertical flow constructed wetland for enhancing nitrite removal and reducing nitrous oxide. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], v. 11, n. 1, p. 109114, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.109114>

ZHANG, X. *et al.* Coupling of Partial Nitrification and Aerated Vertical Flow Constructed

Wetland for Enhancing Nitrogen Removal and Reducing Nitrous Oxide. **SSRN Electronic Journal**, [s. l.], v. 11, n. December 2022, 2022. Available at: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4168745>

ZHAO, W. qing *et al.* Effects of planting dates and shading on carbohydrate content, yield, and fiber quality in cotton with respect to fruiting positions. **Journal of Integrative Agriculture**, [s. l.], v. 17, n. 5, p. 1106–1119, 2018. Available at: [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(17\)61797-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61797-0)

ZHAO, X. *et al.* Microalgae-based constructed wetland system enhances nitrogen removal and reduce carbon emissions: Performance and mechanisms. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 877, n. December 2022, p. 162883, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162883>

ZURITA, F. *et al.* Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 110–118, 2008. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.004>

ZURITA, F.; DE ANDA, J.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 5, p. 861–869, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.026>

PLANTAS EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: ESPÉCIES VEGETAIS UTILIZADAS, SUA IMPORTÂNCIA E ESTRATÉGIAS ADOTADAS PARA AUMENTO DO POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO - UMA REVISÃO

RESUMO

Sistemas alagados construídos (SACs) são unidades descentralizadas de tratamento de águas residuárias que se destacam pela elevada eficiência na remoção de poluentes. A presença de plantas é um componente essencial que os diferencia de outras unidades de tratamento, contribuindo para remoção de contaminantes, prolongamento da vida útil da unidade, harmonia paisagística e geração de biomassa vegetal passível de aproveitamento. Assim, ao projetar um sistema alagado construído, é importante considerar as características das espécies vegetais a serem utilizadas, optando por aquelas com rápido crescimento, de elevada capacidade de extração de nutrientes, que sejam resistentes a ambientes saturados e com alta concentração de íons. Dessa forma, com a realização deste trabalho, objetivou-se revisar as espécies vegetais utilizadas em Sistemas Alagados Construídos e os fatores e tecnologias que influenciam seu desempenho no tratamento de águas residuárias. A pesquisa foi realizada em bases de dados como Science Direct, Scopus, Springer, Web of Science, Google Scholar e Scielo, resultando em uma revisão sistemática do tema. De acordo com a pesquisa bibliográfica realizada, concluiu-se que as plantas apresentam relevante papel em SACs, devendo escolher adequadamente as espécies vegetais e realizar o correto manejo (densidade e frequência de corte da parte aérea). Parâmetros operacionais como tempo de detenção hidráulica, cargas aplicadas, disponibilidade de nutrientes e velocidade de escoamento também interferem no desempenho das culturas. Novas pesquisas têm indicado que o uso de fitormônios e das técnicas de bioaugmentação e da magnetização da água, assim como a regulação do nível de água residuária também poderiam ser estratégias promissoras para estímulo ao desenvolvimento vegetal e, conseqüentemente aumentar a eficiência dos SACs. Ressalta-se ser necessário avaliar as características fisiológicas das plantas antes de adotar uma técnica específica, pois algumas abordagens podem vir a diminuir a simplicidade operacional, uma das principais vantagens dos sistemas alagados construídos. Em suma, é essencial avaliar cuidadosamente as características das espécies vegetais e escolher as técnicas adequadas para obter o máximo desempenho dos sistemas alagados construídos, levando em consideração as necessidades de tratamento das águas residuárias e as restrições operacionais.

Palavras chave: Wetlands construídos. Plantas empregadas. Papel das plantas. Estratégias aplicáveis. Eficiência de remoção. Fitorremediação de poluentes. Águas residuárias. Tratamento descentralizado de esgoto.

ABSTRACT

Constructed wetlands (CWs) are decentralized wastewater treatment units that stand out for their high efficiency in the removal of pollutants. The presence of plants is an essential component that differentiates them from other treatment units, contributing to the removal of contaminants, extension of the useful life of the unit, landscape harmony and generation of plant biomass that can be used. Thus, when designing a constructed wetland system, it is important to consider the characteristics of the plant species to be used, opting for those with rapid growth, high capacity for nutrient extraction, and that are resistant to saturated environments and high concentration of ions. Thus, the objective of this study was to review the plant species used in constructed wetlands and the factors and technologies that influence their performance in wastewater treatment. The review was carried out in databases such as Science Direct, Scopus, Springer, Web of Science, Google Scholar and Scielo, resulting in a systematic review of the theme. According to the literature research, it was concluded that plants have a relevant role in CWs, and that the plant species should be chosen appropriately, and the correct management (density and cutting frequency of the aerial part) should be performed. Operational parameters such as hydraulic retention time, applied loads, nutrient availability and flow velocity also interfere in crop performance. New research has indicated that the use of phytohormones and bioaugmentation techniques and water magnetization, as well as regulating the level of wastewater could also be a promising strategy to stimulate plant development and, consequently, increase the efficiency of CWs. It is necessary to evaluate the physiological characteristics of plants before adopting a specific technique, because some approaches may decrease the operational simplicity, one of the main advantages of constructed wetlands. In summary, it is essential to carefully evaluate the characteristics of plant species and choose the appropriate techniques to obtain the maximum performance of constructed wetlands, considering the wastewater treatment needs and operational constraints.

Keywords: Constructed wetlands. Plants employed. Role of plants. Applicable strategies. Removal efficiency. Phytoremediation of pollutants. Wastewater. Decentralized wastewater treatment.

1. INTRODUÇÃO

Em face do baixo índice de atendimento e dos elevados custos de adução de esgoto para as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) centrais, torna-se importante apresentar alternativas para solucionar a falta de tratamento em regiões periféricas (SEZERINO *et al.*, 2015). No Brasil, por exemplo, dados apontam que apenas 55,8% da população é atendida com o tratamento de esgoto, sendo esse índice ainda menor quando se considera regiões do norte e nordeste, apresentando tratamento de apenas 20,6% e 35,5% de todo esgoto gerado, respectivamente (SNIS, 2021). Essas diferenças também podem ser encontradas em relação ao tamanho do município (e arrecadação) e entre as zonas urbanas e rurais de uma mesma localidade.

Neste contexto, em que os locais com menores índices ou desprovidos de tratamento de esgotos possuem menos recursos financeiros para investimento, requer-se a instalação de unidades econômicas e que sejam de fácil operação e manutenção (MATOS; MATOS, 2017; BERGIER *et al.*, 2021; YUAN *et al.*, 2016). Dentre as opções existentes, os sistemas alagados construídos (SACs) se destacam por apresentar esses pré-requisitos e por ainda resultarem em eficiências superiores a fossas sépticas e filtros anaeróbios, comumente utilizados no tratamento descentralizado (CHERNICHARO *et al.*, 2006; JORDÃO; PESSOA, 2014; PHILLIPPI; SEZERINO, 2004; ZAGO; DUSI, 2017).

Os SACs são, conceitualmente, unidades taludadas e com laterais e fundo impermeabilizados (com apenas alguns pontos de alimentação e saída), assemelhando a lagoas de estabilização; preenchidas com meio suporte, tais como filtros biológicos; e com a presença de plantas, o que faz diferir da maioria dos reatores de tratamento, com exceção das rampas de escoamento e tanques de evapotranspiração (WIESSNER *et al.*, 2005; KADLEC; WALLACE, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011). É justamente a interação entre o meio filtrante (substrato), microrganismos e plantas é que permite a ocorrência de mecanismos físicos (filtração e sedimentação), químicos (precipitação, oxidação, redução e adsorção) e biológicos (degradação e assimilação microbiana e fitorremediação) de remoção de diferentes contaminantes de distintas águas residuárias (AVELAR, *et al.*, 2014; DE MATOS, *et al.* 2015; JI; TANG; PEI, 2022; KADLEC, WALLACE, 2009). Dessa forma, é de grande importância a escolha adequada da mídia filtrante e da espécie vegetal, sendo que o primeiro auxilia em mecanismos físicos e químicos, além de possibilitar o crescimento de plantas e microrganismos, devendo-se observar aspectos como reatividade, área superficial específica e porosidade do material (YANG *et al.*, 2022).

Já em relação às plantas, essas contribuem para diversos mecanismos de remoção em SACs, reduzem as diferenças das eficiências do desempenho das ETEs nas distintas estações do ano; retardam a colmatação, principal problema operacional de SACs; reduzem a emissão de gases de efeito estufa; proporcionam harmonia paisagística, além de gerar biomassa passível de aproveitamento para diferentes finalidades (DE MATOS *et al.*, 2015; MIN *et al.*, 2023; WU *et al.*, 2021). Por isso, o projetista deve ficar atento a diferentes aspectos de escolha da espécie vegetal, plantio, e ao estímulo ao desenvolvimento e do potencial de fitorremediação (RAHMAN *et al.*, 2022).

As plantas utilizadas devem apresentar características como grande crescimento e capacidade de extração de nutrientes; serem resistentes a um ambiente saturado e com elevada concentração de íons; e apresentar interesse comercial/aproveitamento (MATOS; MATOS, 2017). Em pesquisas já realizadas, tem-se observado que dentre essas, há algumas que suportam maiores carregamentos, outras que removem mais determinados contaminantes e espécies que proporcionam maior redução da contagem de microrganismos patogênicos (PAVLINERI; TH; TSIHRINTZIS, 2017; MATOS, MATOS, 2021). Além disso, há aspectos como densidade de plantas, frequência de corte da parte aérea, cargas aplicadas, tempo de detenção hidráulica (TDH), uso de mono ou policultura, e a configuração das unidades que podem influenciar no desempenho vegetal (CALHEIROS *et al.*, 2015; H AN *et al.*, 2020; HERNÁNDEZ; GALINDO-ZETINA; JUAN CARLOS, 2018a; HU *et al.*, 2021). De forma a contribuir para aumento da remoção de contaminantes via vegetal, há autores avaliando se a introdução de microrganismos, a adição de estimuladores de crescimento, regulação das características da água residuária, magnetização da solução nutritiva, entre outros, podem ser positivos na fitorremediação (BARBOSA *et al.*, 2023; HUSSAIN *et al.*, 2018; AVELAR, *et al.*, 2014; DE MATOS, *et al.* 2015; ABENDIPOUR, ROHANI, 2017).

Pelo descrito, verifica-se a importância de se reunir informações a respeito da utilização de plantas em SACs e como otimizar a sua ação nessas unidades de tratamento, contribuindo para a implementação de futuros projetos. No levantamento feito por Zhi *et al.* (2012), do período de 1991-2011, por exemplo, observa-se que os termos mais pesquisados eram tipo de água residuária, plantas e vazão, tendo um crescimento do interesse por fitorremediação e demanda de área nos últimos anos da pesquisa. Sobre as plantas, os trabalhos eram, em sua maioria, relativos a plantas típicas de áreas alagadas, sendo que a boa adaptação de outras culturas pode aumentar a capacidade de remoção (fitorremediação) e reduzir a demanda de área. Sobre a melhora do desempenho dos SACs, a maioria das revisões foram realizadas sobre

mecanização das unidades (ILYAS, H.; MASIH, I., 2017; WU *et al.*, 2015), o que pode encarecer a sua adoção, inviabilizando o uso como soluções em áreas com menor disponibilidade de recursos financeiros. Visualiza-se então, uma lacuna relativa a respeito do uso de plantas não originadas de áreas alagadas e estratégias de “intensificação” das plantas.

Assim, o presente trabalho objetivou realizar uma revisão sobre as espécies vegetais utilizadas em Sistemas Alagados Construídos e sobre os fatores de influência no desempenho das culturas no tratamento de diferentes águas residuárias.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para realização da revisão de literatura, utilizou-se as bases de dados Science Direct, Scopus, Springer, Web of Science, Google Scholar e Scielo, realizando buscas utilizando os termos “constructed wetlands”, "decentralized wastewater treatment solutions"; "plants in constructed wetland"; "strategies for promoting greater root growth in plants"; "roles of plants in constructed wetland"; "configurations used in constructed wetland". A pesquisa resultou na obtenção de cerca de 220 artigos, dos anos 2000 a 2023, dos quais 161 foram citados no presente trabalho.

Posteriormente, fez-se a separação dos trabalhos científicos em itens de descrição geral dos Sistemas Alagados Construídos (SACs), suas principais configurações, plantas utilizadas, o papel dessas na depuração de águas residuárias, além de estratégias utilizadas para aumentar o potencial de fitorremediação.

3. SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Os sistemas alagados construídos (SACs), por definição, constituem-se de leitos impermeabilizados, desenvolvidos de forma que água residuária percole em uma seção delimitada, evitando a contaminação do lençol freático local e proporcionando o tratamento adequado do líquido. Apresentam preenchimento com meio suporte (brita, areia, solo ou resíduos sólidos), no qual se desenvolvem espécies vegetais e a microbiota; presença de plantas, visando aproveitar os mecanismos da fitorremediação; e a contribuição de microrganismos, de papel relevante na degradação, assimilação e transformação de poluentes (BARYA; KUMAR; THAKUR, 2022; MOHAMMED; MUTAR; AL-BALDAWI, 2021; RAHMAN *et al.*, 2022; WANG *et al.*, 2021).

É justamente a interação entre esses três componentes é o que proporciona a ocorrência de processos físicos, químicos e biológicos de depuração das águas, dos quais citam-se filtração, o qual acontece através do sistema radicular da espécie vegetal utilizada ou pelos poros do meio de suporte em questão; sedimentação; adsorção, havendo aderência dos sólidos provenientes nas águas residuárias no meio de suporte empregado na unidade e nas raízes das plantas; precipitação, em decorrência das remoções químicas que ocorrem no meio; absorção, também por intermédio das raízes das plantas; assimilação e degradação microbiana; liberação de fitoalexinas antimicrobianas, em detrimento de estresses bióticos e abióticos nas plantas, dentre outros (AVELAR *et al.*, 2014; MATOS *et al.*, 2015; MATOS, MATOS; 2021; HUA *et al.*, 2010; JI; TANG; PEI, 2022; KADLEC, WALLACE, 2009; KRUSZKA *et al.*, 2020).

Em razão de ser uma unidade de tratamento essencialmente natural, que visa reproduzir as áreas alagadas, como os mangues e brejos encontrados na natureza, os SACs apresentam diversas vantagens em relação a reatores convencionais como o não requerimento de mão de obra qualificada para a sua operação; a baixa ou a ausência de demanda energética e de produtos químicos; a não geração de lodo; resultando em simplicidade operacional, de manutenção e construção. Consequentemente, os SACs são alternativas menos onerosas, sendo promissoras para uso em soluções descentralizadas e em locais distantes dos grandes centros urbanos (JI; TANG; PEI, 2022; YUAN *et al.*, 2016; ALEISSA; BAKSHI, 2021).

Por outro lado, como todos os reatores, os SACs também apresentam limitações como a dependência de fatores ambientais, ligados ao desenvolvimento das plantas e à atividade microbiana; o grande requisito de área; e a colmatação, que é o processo de obstrução dos espaços vazios, sendo inerente aos mecanismos de remoção de poluentes e que pode reduzir o tempo de vida útil e o desempenho das unidades (MATOS, *et al.*, 2018; MATOS, MATOS, 2017; KENG; SAMSUDIN; SUFIAN, 2021). Além das variáveis meteorológicas, o desempenho dos SACs é dependente dos parâmetros de projeto (cargas aplicadas, tempo de detenção hidráulica – TDH e outros), das espécies vegetais utilizadas (assunto de um tópico específico), tipo de meio suporte e da configuração utilizada (VON SPERLING, SEZERINO, 2018).

3.1. Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal

Os SACs podem ser classificados de acordo com a direção do escoamento do líquido em tratamento e do nível d'água em relação ao substrato. Assim, pode-se denominar SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), vertical (SACs-EV) ou superficial (SAC-

ES) (DITTRICH; KLINCSIK, 2015; SEZERINO *et al.*, 2015; AVELAR; MATOS; MATOS, 2019). Além dessas classificações, os sistemas ainda podem ser chamados de híbridos quando estes são combinados, como a conjugação de SACs-EV seguidos de SACs-EHSS (GHOLIPOUR; STEFANAKIS, 2021; SHARMA *et al.*, 2021; VON SPERLING, SEZERINO, 2018); e intensificados, quando se utilizam chicanas, aeradores ou outras formas de mecanização da operação (ILYAS, H.; MASIH, I., 2017; WU *et al.*, 2015). Novas configurações também têm sido avaliadas como os promissores SACs do tipo biorack (SACs-BR) (SOARES, 2021).

3.1.1. SAC-ES

Por vezes, definidos como SACs-EH (escoamento horizontal), em outras como lagoas plantadas, essas unidades se caracterizam pela exposição do líquido em tratamento. Recebem espécies vegetais flutuantes, submersas (menos frequentes) e helófitas, e apresentam menor presença ou ausência completa de substrato filtrante, características que ocasionam em vantagens e desvantagens em relação às demais configurações (GHOLIPOUR; STEFANAKIS, 2021; SEZERINO; SILVA, 2021; SEZERINO *et al.*, 2015)

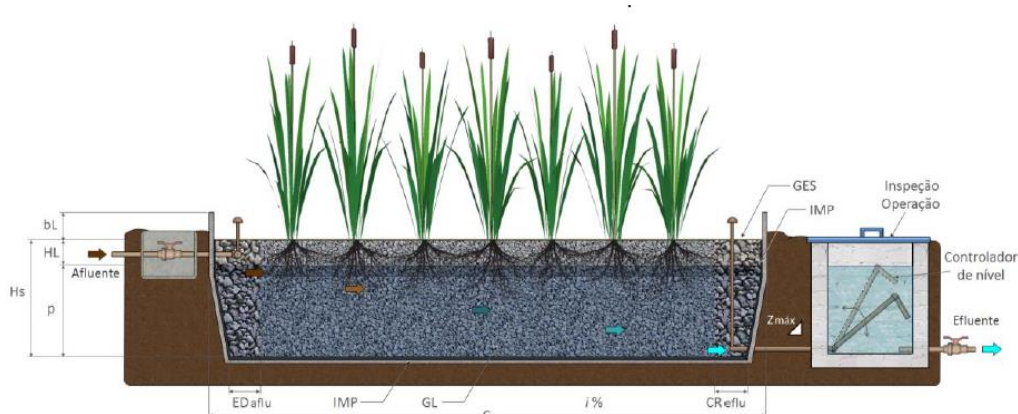
Normalmente, a parte aérea das plantas utilizadas nos SACs-EH não é colhida, fazendo com que sejam disponibilizadas quantidades suficientes de carbono orgânico necessário para a desnitrificação (MAUCIERI *et al.*, 2017). Além disso, devido à formação de grandes volumes de vegetação na superfície, os SACs-EH são eficientes na remoção de compostos orgânicos, através da degradação microbiana; de sólidos suspensos, pela absorção das partículas pelas raízes das espécies vegetais; de nitrogênio, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação que ocorrem predominantemente na coluna de água e no sedimento acumulado no fundo, respectivamente (VYMAZAL; KRÖPFELVPA, 2008; KADLEC, 2003; MAUCIERI *et al.*, 2017). Assim, de forma semelhante a lagoas facultativas, criam-se zonas aeróbias próximas à superfície e anaeróbias na zona inferior (VYMAZAL, 2007). Também há menores custos com mídia filtrante e estão menos sujeitos à colmatação (DITTRICH; KLINCSIK, 2015; SEZERINO *et al.*, 2015).

Por outro lado, a ausência de substrato, pode reduzir o potencial de filtração e a capacidade de sorção de contaminantes, resultando em menores eficiências de remoção de sólidos suspensos, fósforo e de matéria orgânica. Ressalta-se também o maior risco de exalação de odores, de contaminação de funcionários e visitantes por aerossóis (MATOS; MATOS, 2017; NAZ *et al.*, 2009; YALCUK; UGURLU, 2009).

3.1.2. SAC-EHSS

Os SACs-EHSS (Figura 1) se caracterizam por unidades nas quais, a água residuária é aplicada no sentido transversal da unidade, escoando horizontalmente pelos poros do meio de suporte, sendo recolhida na seção oposta, e apresentando nível d'água abaixo da mídia filtrante utilizada. Como vantagem, possuem maior tempo de detenção hidráulica (TDH), resultando, conseqüentemente, em melhores condições para remoção de nutrientes e matéria orgânica por influência das plantas. (VON SPERLING, SEZERINO, 2018; MATOS, 2015; MATOS, MATOS, 2021). Em SACs-EHSS, bem como nas unidades de escoamento vertical, não é possível uso de espécies vegetais flutuantes e submersas, sendo utilizadas macrófitas helófitas, além de plantas não originárias de áreas alagadas e que apresentam boa aclimação a essa condição (KATAKI *et al.*, 2021; STEFANATOU *et al.*, 2023).

Figura 1: Esquema de funcionamento de um Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Os SACs-EHSS são mais indicados para receberem efluentes de reatores anaeróbios (UASB, filtros ou lagoas de estabilização e tanque sépticos), devido a menor probabilidade de proliferação de insetos, ratos e liberação de maus odores; além de menor risco de contaminação de operadores, dada a não exposição da lâmina de água residuária em tratamento, e facilidade no manuseio da parte aérea das plantas, como por exemplo, a realização de cortes da parte aérea (KEFFALA; GHRABI, 2005; VYMAZAL, 2007; KANTAWANICHKUL; WANNASRI, 2013; CHERNICHARO, 2006).

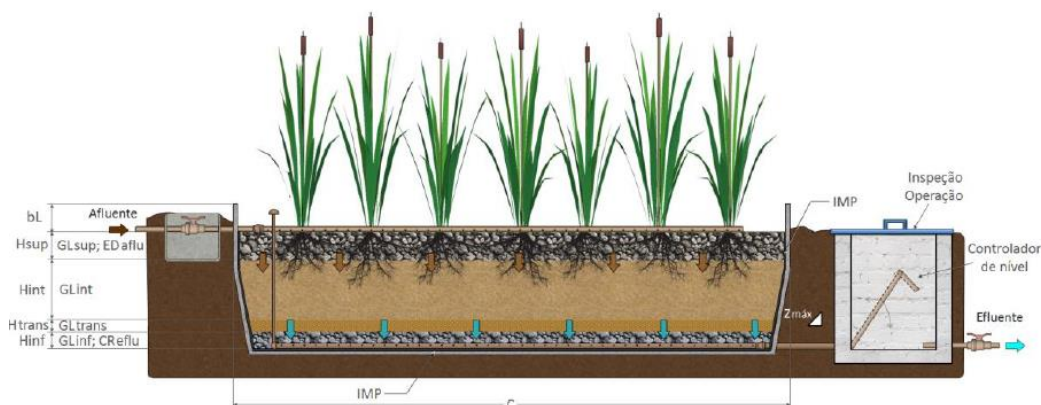
Em função do regime de alimentação contínua, geralmente, essas unidades apresentam predomínio de condições anaeróbias/anóxicas, sobretudo nas camadas inferiores e em regiões próximas à entrada. Na camada superior do trecho final do reator e em microzonas próximas às raízes, por outro lado, é possível encontrar condições de maior potencial redox, graças à redução da concentração de sólidos e de matéria orgânica ao longo de sua extensão, além do aporte de O₂ atmosférico por difusão e bombeamento pelas plantas na zona radicular. Conseqüentemente, há grande potencial para ocorrência da desnitrificação nos SACs-EHSS, ou seja, a conversão de nitrato em nitrogênio gasoso (VYMAZAL, 2007; MATOS, MATOS, 2021). Por essa razão, em muitas configurações denominadas híbridas, empregam-se os SACs-EV (de maior capacidade de nitrificação) seguidos de SACs-EHSS, visando aumentar a remoção de N (VYMAZAL, 2013; GONZALO; RUIZ; SOTO, 2017; JÓŹWIAKOWSKI *et al.*, 2017).

Outra consequência da alimentação contínua dos SACs-EHSS é a maior susceptibilidade à colmatação, intensificado pelo fato da aplicação da água residuária ocorrer na seção transversal do leito, o que é influenciado por fatores como o tipo e a granulometria do material de suporte, as cargas aplicadas, as características da água residuária e até as espécies vegetais utilizadas (VON SPERLING, SEZERINO, 2018; MATOS *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2018; TEIXEIRA *et al.*, 2018).

3.2. SAC-EV

Habitualmente, os SACs-EV (Figura 2) são sistemas precedidos de apenas tratamento preliminar/primário visando à remoção de sólidos grosseiros e/ou sedimentáveis, uma vantagem comparativa. Caracterizam-se por apresentarem aplicação intermitente, fazendo com que a água residuária seja distribuída uniformemente, percolando e infiltrando pelo substrato poroso, alcançando a extremidade inferior, onde é coletada. Esse tipo de aplicação proporciona uma maior nitrificação, oxigenação e trocas gasosas, viabilizando o tratamento de grandes vazões em áreas menores (JAYALAKSHMI; SOUNDARANAYAKI; SUBHASH KANNAN, 2022; MINAKSHI *et al.*, 2022; KADLEC, WALLACE, 2009; MAUCIERI *et al.*, 2017; TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009). Contudo, a maior ocorrência de transferência de oxigênio na unidade pode vir a impossibilitar o processo de desnitrificação (DECEZARO *et al.*, 2021; SAEED; SUN, 2012; VYMAZAL, 2010).

Figura 2: Esquema de funcionamento de um Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical (SAC-EV).



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Por apresentarem condições predominantemente aeróbicas, resultando em impactos na remoção de nitrogênio no sistema, pesquisas têm sido realizadas com o objetivo de avaliar o potencial de recirculação do efluente que sai dos SACs-EV para as unidades de tratamento primário, como por exemplo, tanque séptico (TS), para que assim, possa ocorrer o processo de desnitrificação (AL-ZREIQAT *et al.*, 2018; DECEZARO *et al.*, 2021). O processo de recirculação faz com que se tenha maior diluição do esgoto, reduzindo risco de choques de carga; proporciona nova oportunidade para degradação da matéria orgânica; e retorno de nitrato para um ambiente com DBO mais lábil, podendo ocasionar em maiores taxas de nitrificação e desnitrificação (AL-ZREIQAT *et al.*, 2018; ARIAS *et al.*, 2022; FARAZAKI; GIKAS, 2019; PATHAK *et al.*, 2020; VINÍCIUS *et al.*, 2021; ZAPATER; GROSS; SOARES, 2011; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009).

Como todo processo a ser adotado no tratamento de esgoto, são necessários estudos que demonstrem se terá aplicabilidade, viabilidade ou não, levando em consideração todos os aspectos que estão no projeto em questão. Assim a adoção de recirculação de efluente vinculado aos SACs-EV para unidades primárias ainda requer mais investigações, sobretudo nas condições encontradas no Brasil. Nos poucos estudos já realizados no país, Decezaro *et al.* (2021) avaliaram o efeito da recirculação de 50% do efluente de um SAC-EV para um TS, verificaram que o TS ofereceu condições para a desnitrificação do esgoto, tendo eficiência

global de 42% na remoção de NT. Para aumentar o potencial de desnitrificação, têm sido avaliados também as unidades saturadas de SACs-EV (é mantida uma lâmina de fundo), com resultados promissores na redução de nitrato e perda de N por volatilização como N₂ (PELISSARI *et al.*, 2017; PELISSARI *et al.*, 2018).

Com base no exposto, os SACs-EV apresentam como vantagens, o potencial de nitrificação; o menor requerimento de área, podendo receber maiores taxas de aplicação; e a dispensa da necessidade de outro tratamento biológico como pré-tratamento (DECEZARO *et al.*, 2021; ZHANG, X. *et al.*, 2023). Porém, como toda unidade também apresenta limitações, como a menor oportunidade para absorção de nutrientes pelas plantas; a maior complexidade de operação (em batelada); e a possível liberação de gases de efeito estufa (GEE), como em todos os SACs (SEZERINO; SILVA, 2021; DECEZARO, 2021; LI *et al.*, 2023; XU, G. *et al.*, 2021b, 2021a). Ressalta-se, no entanto, que a emissão de GEE em SACs é muito baixa em relação ao potencial de outros reatores de tratamento e atividades antrópicas (CHEN *et al.*, 2011). De acordo com a avaliação de Teiter e Mander (2005), se todo o esgoto sanitário urbano fosse tratado em SACs, a contribuição ainda seria menor que 1% de GEE emitidos atualmente por diversas fontes.

Segundo Bateganya *et al.* (2015) e Maucieri *et al.* (2017), o tipo de abastecimento dos SACs-EV, em batelada, pode vir a acarretar maiores emissões de dióxido de carbono (CO₂) e óxido nitroso (N₂O), diminuindo apenas a emissão de metano (CH₄), devido às condições oxidantes. Essa liberação é altamente dependente das cargas aplicadas (maiores valores implicam em maior liberação de GEE); a idade das unidades, composição do efluente, tipo de escoamento, condições ambientais, espécies, densidade e manejo de plantas (BATEGANYA *et al.*, 2015; DE KLEIN; VAN DER WERF, 2014; DE LA VARGA *et al.*, 2015; KOELBENER *et al.*, 2010; MAUCIERI *et al.*, 2017; CHEN *et al.*, 2020; MANDER *et al.*, 2014). Para os SACs-EV, de acordo com Maucieri *et al.* (2017), há menores emissões de CH₄ e CO₂ quando a relação Carbono/Nitrogênio (C/N) do efluente que alimenta as unidades for aproximadamente 5:1.

3.1.4. Configuração adotada

Para a escolha de uma configuração ou de outra, deve-se levar em consideração o grau de qualidade do efluente desejado, a disponibilidade de área, custos, características da água residuárias, além dos possíveis impactos (VON SPERLING; SEZERINO, 2018; COSTA *et al.*,

2018), sendo pertinente a realização de avaliações do ciclo de vida (ACV) para a definição da composição do tratamento. Fuchs, Mihelcic e Gierke (2011), por exemplo, ao realizarem uma pesquisa de análise de ACV, verificaram que os SACs-EV possuem menor impacto ambiental por unidade de eficiência quando comparado aos SACs-EHSS, e isso pode ser justificado pela sua maior capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal e menor potencial de liberação de metano. Por outro lado, conforme já discutido, as unidades de escoamento horizontal podem ser mais propícias na remoção de determinados contaminantes em relação aos SACs-EV, podendo haver também o contrário para outras variáveis analisadas (ILYAS; VAN HULLEBUSCH, 2020; YALCUK; UGURLU, 2020 GIKAS *et al.*, 2021). A escolha então deve levar em conta as características da água residuária a ser tratada.

Os processos envolvidos na remoção de poluentes, por sua vez, estão diretamente ligados aos aspectos construtivos e operacionais das unidades, havendo diferenças quanto à comunidade microbiana (TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009; MAUCIERI *et al.*, 2017), à produção vegetal e características fisiológicas das espécies vegetais utilizadas (BARBERA *et al.*, 2009; ZURITA; DE ANDA; BELMONT, 2009). Em SACs-EHSS, por haver menor disponibilidade de oxigênio, a aclimação é mais complexa do que em SACs-EV, de ambiente mais oxidante (CAMPOS; TEIXEIRA FILHO, 2019; FIA *et al.*, 2015). Consequentemente, a escolha da espécie vegetal pode ser ainda mais importante nos SACs-EHSS, ambiente de mais difícil aclimação, porém que possuem maior TDH, o que auxiliaria na maior contribuição da planta na depuração de águas residuárias.

3.2. Plantas nos Sistemas Alagados Construídos

3.2.1. Papel das plantas

Como discutido, as plantas têm papel relevante no desempenho de SACs. Essas podem atuar diretamente na remoção de poluentes, proporcionando fitoextração de poluentes, com absorção e acúmulo na parte aérea e raízes; fitoestabilização dada à liberação de exsudatos que podem adsorver e complexar poluentes; fitodegradação em função da liberação de ácidos para mineralização de nutrientes; além da filtração na zona radicular (YILDIRIM, KASIM, 2018; KHAN *et al.*, 2019; HU *et al.*, 2021; MATOS, MATOS, 2021; RUPPELT; PINNEKAMP; TONDERA, 2020).

Após os processos de absorção e assimilação, os nutrientes podem ainda serem mineralizados ou metabolizados em compostos de menores pesos moleculares, mecanismos que evitam a salinização do meio e aumentam a eficiência do reator. Posteriormente, os poluentes são translocados para as demais partes da planta, onde a distribuição é influenciada por fatores ambientais e morfológicos, como por exemplo, temperatura, teor de água, área foliar e espécie de planta. Uma parcela desses poluentes ainda pode ser eliminada no meio ambiente por ação da fitovolatilização (JI; TANG; PEI, 2022; DU *et al.*, 2020; YUAN *et al.*, 2016; MATOS, MATOS, 2017; MIRANDA *et al.*, 2017; HU *et al.*, 2021; MA *et al.*, 2017).

A absorção, degradação e translocação são mecanismos de contribuição proporcionados pela planta na depuração de águas residuárias classificados como diretos, enquanto os indiretos são representados principalmente pela promoção de ambientes complexos, especialmente quanto à diversidade de microrganismos, presença de compostos orgânicos e diferentes condições de oxidação-redução (JI; TANG; PEI, 2022; DU *et al.*, 2020; YUAN *et al.*, 2016). A contribuição indireta da planta em SACs inclui a liberação dos exsudatos e ácidos húmicos, além do bombeamento de oxigênio atmosférico, armazenado em estruturas denominadas aerênquimas, fatores que somados proporcionam a fitoestimulação dos microrganismos, que se desenvolvem aderidos ao meio suporte e nas raízes e rizomas ou ainda nos espaços intersticiais (rizosfera) (HU *et al.*, 2021; CHEN *et al.*, 2017; MATOS, MATOS, 2021; BRIX, 1997).

Pode-se citar ainda a redução de velocidade de escoamento do líquido, acarretado pela presença de raízes e rizomas, que favorecem maior sedimentação de sólidos e o maior tempo de contato dos contaminantes com as plantas, microrganismos e com o meio suporte (BRIX, 1997; COSTA *et al.*, 2018), elevando as eficiências de remoção. Mais recentemente, têm-se observado a contribuição das plantas na redução da contagem de organismos patogênicos presentes nas águas residuárias, seja pelo aumento da competição e predação (comunidade microbiana mais diversificada) (MATOS, MATOS, 2021; YUAN *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2016; HU *et al.*, 2021), bem como pela liberação de substâncias antimicrobianas denominadas fitoalexinas (AHUJA; KISSEN; BONES, 2012; AVELAR *et al.*, 2014; KRUSZKA *et al.*, 2020; SEXTON *et al.*, 2009).

Em relação à colmatação, a influência da planta é um assunto controverso entre os pesquisadores (MATOS, MATOS, 2017; MATOS, MATOS, 2021; HU *et al.*, 2021). Se por um lado, alguns autores defendem a ideia que a presença das plantas pode vir a diminuir o tempo de vida útil dos SACs, em razão da liberação de sólidos vegetais e redução do volume de vazios pela presença de raízes e rizomas (HU *et al.*, 2021; JI; TANG; PEI, 2022; MATOS

et al., 2018), outros contra-argumentam ressaltando os mecanismos de atenuação da colmatação. Segundo esses pesquisadores, o escoamento é favorecido na presença de plantas em função do empolamento (expansão do espaço poroso proporcionado pelo crescimento radicular), ação do “efeito alavanca” (movimento oscilatório proporcionado pelo vento que favorece o movimento vertical do líquido) e maior diversidade microbiana (microbiota que pode degradar o material acumulado) (MATOS, MATOS, 2017; MATOS *et al.*, 2015; BRASIL, MATOS, SOARES; 2007; AVELAR; MATOS; MATOS, 2019; CARBALLEIRA; RUIZ; SOTO, 2017; HOLANDA *et al.*, 2021; HUA *et al.*, 2014).

A avaliação dos fatores contribuintes para a colmatação deve avançar nos próximos anos, dado o advento de diferentes metodologias para caracterização das condições subsuperficiais do reator, como a quantificação e caracterização dos sólidos acumulados, a aferição da condutividade hidráulica, o uso de traçadores e o emprego de métodos geofísicos (MATOS *et al.*, 2015; MATOS, VON SPERLING, MATOS, 2018). Pesquisas têm demonstrado que a maior parte (em termos de massa) dos sólidos é inorgânica e oriunda do desgaste do material suporte. No entanto, em termos de volume ocupado, a contribuição dos sólidos orgânicos é mais relevante (MATOS *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2018; MATOS, MATOS, 2021). Assim, pode haver relação do material acumulado (quantitativamente e qualitativamente) com as características da espécie vegetal utilizada, tal como a escolha do tipo de planta e das estratégias operacionais (parâmetros de projeto e condição de aclimatação) empregadas, podendo influenciar no acúmulo de sólidos e nos mecanismos vegetais de atenuação da colmatação, bem como no desempenho dos SACs.

3.2.2. Espécies vegetais utilizadas em SACs

Apesar de todas as vantagens apresentadas, as maiores partes das pesquisas realizadas desde a década de 1970 foram para investigação se as plantas contribuíam positivamente na depuração de águas residuárias em SACs (ZHANG, *et al.*, 2022). Com base no conhecimento atual, sabe-se que mesmo que alguns estudos indiquem influência não significativa das plantas, certas condições no tratamento ocorrem por escolhas inadequadas de espécies vegetais; por cargas aplicadas excessivas; e pela inadequada manutenção do leito, como a menor frequência de corte da parte aérea (VON SPERLING, SEZERINO, 2018; MATOS, MATOS, 2021; CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI; TH; TSIHRINTZIS, 2017).

No trabalho de Fia *et al.* (2017), por exemplo, os autores reportaram que o capim-tifton 85 apresentou melhores remoções quando comparado com a taboa, tratando água residuária de suinocultura, demonstrando a importância da escolha da espécie vegetal no desempenho dos SACs. Avaliando o tratamento de esgoto sanitário, Ramos *et al.* (2017), por sua vez, observaram maiores eficiências utilizando erva-de-bicho em comparação com o capim-vetiver, enquanto Mendonça *et al.* (2015) infeririam haver maior efetividade em SACs cultivados com taboa em comparação com o lírio do brejo no tratamento da água residuária de laticínios.

Realizando uma revisão bibliográfica sobre os principais fatores em SACs que afetam na emissão de GEE, Maucieri *et al.* (2017) compararam diferentes espécies vegetais, e verificaram que a seguinte contribuição de gases de efeito estufa (CH₄ e N₂O): taboa (*Typha angustifolia*) = caniço (*Phragmites australis*) < arroz selvagem (*Zizania latifoli*). Segundo os mesmos, a emissão dos GEE é afetado pela escolha das espécies das plantas, a qual é diretamente influenciada pela tipologia da sua fenologia, além da densidade utilizada nos reatores (MAUCIERI *et al.*, 2017).

No advento dos SACs, inicialmente foram empregadas espécies de macrófitas, originadas de áreas alagadas, como por exemplo, aguapé (*Eichhornia crassipes*) (KATAKI *et al.*, 2021; QUEIROZ *et al.*, 2020), taboa (*Typha spp.*) (SEZERINO *et al.* (2015), junco (*Juncus effusus*) (NAJEEB *et al.*, 2017; RAHMAN, *et al.*, 2014), salvinia (*Salvinia molesta*) (MUSTAFA; HAYDER, 2021; NG; CHAN, 2017), alface d'água (*Pistia stratiotes*) (LIN; LI, 2016; OLGUÍN *et al.*, 2017), caniço (*Phragmites australis*) e papiro (*Cyperus papyrus*) (GARCÍA-ÁVILA, 2020; GARCÍA-ÁVILA *et al.*, 2019). Essas espécies podem ser divididas como flutuantes, submersas ou helófitas (raízes submersas e parte aérea acima do nível de água), sendo que as últimas são mais utilizadas em razão da possibilidade de tratar águas residuárias com elevada turbidez e de ter influência das raízes em toda a coluna de água (MATOS, MATOS, 2017; JI; TANG; PEI, 2022). A maioria das pesquisas ainda emprega espécies nativas de áreas alagadas, como pode ser observado em levantamento feito por Sezerino *et al.* (2015), no qual 60% das pesquisas no Brasil eram com cultivo de taboa, e por Vymazal (2011) e Vymazal (2013a,b), que também apontam neste sentido, sendo as plantas mais comuns sendo a taboa, junco, além espécies do gênero *Scirpus* e *Eleocharis*. No entanto, essa tendência deve se alterar nos próximos anos.

Com o desenvolvimento de novas pesquisas, no entanto, observou-se que outras plantas poderiam se adaptar às condições saturadas, após um período de aclimação e desenvolvimento dos aerênquimas, permitindo assim a expansão do leque de possibilidades (MATOS, MATOS,

2017; HU *et al.*, 2021; YUAN *et al.*, 2016; YAMAUCHI *et al.*, 2016). Consequentemente, inúmeras pesquisas passaram a empregar capins, que apresentam rápido crescimento e grande capacidade de extração, como os capins vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (DAVAMANI *et al.*, 2021; PANJA; SARKAR; DATTA, 2018), tifton-85 (*Cynodon spp.*) (MIRANDA *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2018), elefante ou napier (*Pennisetum purpureum*) (SARAIVA *et al.*, 2019; MUENREW; JAMPEETONG, 2018; XU *et al.*, 2015) e espécies ornamentais, podendo-se citar, o copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) (LEIVA *et al.*, 2018; ZURITA *et al.*, 2008), papiro do Egito (*Cyperus papyrus*) (GARCÍA-ÁVILA, 2020; GARCÍA-ÁVILA *et al.*, 2019), lírio amarelo (*Iris pseudacorus*) (CARBALLEIRA; RUIZ; SOTO, 2017; GU *et al.*, 2021; HUANG *et al.*, 2018) agapanto (*Agapanthus africanus*) (LEIVA *et al.*, 2018; ZURITA; DE ANDA; BELMONT, 2009).

Pesquisas realizadas com essas e outras espécies têm apontado algumas com maior crescimento e capacidade de extração de nutrientes; maior resistência a ambientes com menor potencial redox; plantas que proporcionam maior redução da contagem de microrganismos patogênicos; aquelas com maior capacidade de desidratação/evapotranspiração; que favorecem maior oxigenação do ambiente, liberação de exsudatos e diversidade microbiana; que retardam ou contribuem mais para a colmatação, dentre outros aspectos (MATOS *et al.*, 2009; MATOS *et al.*, 2010a,b; HUA *et al.*, 2014; JIANG *et al.*, 2020; PAVLINERI; TH; TSIHRINTZIS, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2018; MATOS, MATOS, 2021; WANG *et al.*, 2021).

Há ainda muitas questões relativas à anatomia da planta, características das raízes e capacidade de adaptação que precisam ser avaliadas para escolha da espécie vegetal. Por exemplo, em ambientes alagados pode ser mais interessante o emprego de espécies de raízes fibrosas em comparação com aquelas que desenvolvem rizomas (CHEN *et al.*, 2009). Para Saggai *et al.* (2017), plantas do tipo C4 apresentam vantagens adaptativas em relação às C3, para sobrevivência em águas contaminadas, em razão da maior taxa fotossintética (capacidade de captar CO₂). Dessa forma, observa-se que há muitas opções que podem ser utilizadas em SACs, sendo que a definição deve então levar em conta alguns aspectos, como a capacidade de adaptar em ambientes alagados e ricos em sais; a capacidade de extração de nutrientes; a produção vegetal nos períodos que a água residuária é gerada; o potencial de aproveitamento da biomassa retirada do leito (BELMONT; METCALFE, 2003; MATOS; MATOS, 2017; LEIVA *et al.*, 2018; MATOS, MATOS, 2021). Algumas das espécies citadas anteriormente ainda podem ser utilizadas para harmonia paisagística, comercialização para suplementação animal (MATOS, MATOS, 2021), para a produção de artesanatos e óleos essenciais

(CHAVES, ANDRADE, 2013), para compostagem (VON SPERLING, SEZERINO, 2018), para adubação verde e/ou produção de fertilizantes (LOPES *et al.*, 2020; MATOS, ABRAHÃO; PEREIRA, 2011; VON SPERLING, 2013; AMORIM *et al.*, 2015), entre outros. Assim, as unidades de tratamento de SACs poderiam servir como meios de depuração e canteiros de produção vegetal para venda para diferentes fins ou aproveitamento no próprio local de geração.

3.3. Estratégias para aumento da eficiência das plantas

Diante da importante contribuição das plantas, o bom desenvolvimento das mesmas no leito tem papel relevante no sucesso do tratamento de águas residuárias. E de forma semelhante ao que é observado no solo e no cultivo, sabe-se que além da escolha da espécie vegetal, outros fatores, como parâmetros operacionais, configurações, condições climáticas e características da água residuária (ANDRIES *et al.*, 2018; RUAN *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2014), além das estratégias adotadas de manejo também podem contribuir para que as plantas possam atuar para no sentido de elevar a capacidade de extração e, conseqüentemente, as eficiências de remoção em SACs. Alguns desses fatores estão elencados e discutidos nos próximos itens.

3.3.1. Parâmetros operacionais

Como discutido, os primeiros fatores dizem respeito às cargas aplicadas e o tempo em que o líquido permanece no reator. Sabe-se que a planta tem capacidade limite de absorção de nutrientes, portanto, deve-se ponderar esse critério no projeto de concepção das unidades (MATOS, MATOS, 2021; PAVLINERI, SKOULIKIDIS, TSIHRINTZIS, 2017; CHENG *et al.*, 2009). Assim, variáveis como TDH e TAS (taxa de aplicação superficial de matéria orgânica e outros poluentes) podem explicar a diferença da capacidade de extração de uma mesma planta entre um trabalho e outro (VON SPERLING, SEZERINO, 2018), e o porquê alguns autores observaram diferença significativa entre unidades plantadas e não plantadas e outros pesquisadores não, ainda que se saiba a importância das espécies vegetais no desempenho dos SACs (COSTA *et al.*, 2018; FIA *et al.*, 2017; RAMOS *et al.*, 2017; VON SPERLING, SEZERINO, 2018).

A velocidade da água dentro do reator também pode interferir no desenvolvimento das espécies (CHAMPIKA ELLAWALA; ASAEDA; KAWAMURA, 2011). Segundo Madsen *et al.* (2001), menores velocidades de escoamento e, conseqüente, menor turbulência na passagem do líquido pelo reator, aumentam a absorção de nutrientes e a produtividade vegetal. Champika

Ellawala, Asaeda e Kawamura (2011) corroboram a hipótese, observando que em ambientes mais turbulentos há redução nas concentrações de clorofila e de ácido indol acético endógeno, este último um hormônio vegetal que participa da regulação do crescimento das plantas. Dessa forma, há indícios de que maiores velocidades reduzem o crescimento e a produção de biomassa, devendo ponderar sobre os critérios da taxa de aplicação hidráulica e de velocidade horizontal (MATOS; MATOS, 2017).

3.3.2. Manejo das plantas cultivadas

Como as plantas apresentam maior capacidade de extração de nutrientes e de outros compostos na fase de crescimento, recomenda-se a realização de cortes periódicos da parte aérea vegetal (VON SPERLING, SEZERINO, 2018). A frequência da realização desse procedimento depende das particularidades de cada espécie, sendo que na literatura são utilizados intervalos variados entre cortes para plantas cultivadas em SACs. Ramos *et al.* (2017), por exemplo, utilizaram um intervalo de cortes de 30 dias no cultivo de capim-vetiver e de erva-de-bicho. Cultivando taboa (*Typha domingensis*), Pelissari *et al.* (2019) realizaram cortes a cada 120 dias, enquanto Jesus *et al.* (2018) efetuaram cortes a cada 150 dias na parte aérea do capim-tifton 85. Por sua vez, Avelar *et al.* (2019) retiraram a parte aérea num período entre 65 a 71 dias na *Mentha* aquática cultivada em SACs-EHSS. Nessa definição, é importante conhecer as características das plantas a serem utilizadas, como o ciclo das culturas e o tempo necessário para alcançar cada estágio vegetativo. Cortes mais frequentes podem resultar em menor produtividade, porém implicar em maiores teores de nutrientes, enquanto que a menor frequência resulta em maior produção de biomassa vegetal e menores teores nutricionais, devendo buscar equilíbrio para se ter maior capacidade de extração (ALVIM *et al.*, 1998).

Em termos de plantio, deve-se levar em consideração as características morfológicas das plantas, pois no decorrer do tempo, a densidade de propágulos aumenta substancialmente. Na literatura, existem diferentes recomendações quanto à densidade vegetal que deve ser utilizada. Jethwa e Bajpai (2016), por exemplo, recomendam o plantio de 11 mudas m^{-2} para o capim vetiver, 4 a 5 mudas m^{-2} para o caniço-de-água (*Phragmites*) e 22 mudas m^{-2} para taboa (*Typha latifolia*) em SACs. Alguns autores ainda dividem a densidade de plantas nas unidades como de alta e baixa intensidade, que se caracterizam por leitos cultivados com 32 e 16 plantas por m^2 , respectivamente (HERNÁNDEZ; GALINDO-ZETINA; JUAN CARLOS, 2018b). Entretanto, usualmente são utilizados 4 propágulos por m^2 (VON SPERLING, SEZERINO, 2018), o que reduz os custos com aquisição de mudas, porém pode diminuir o desempenho dos

SACs-EHSS na remoção de poluentes e a produção de biomassa nos leitos (HAN *et al.*, 2020; HERNÁNDEZ; GALINDO-ZETINA; JUAN CARLOS, 2018b; PANRARE; TONDEE; SOHSALAM, 2016).

Com o intuito de promover maior eficiência, outras estratégias também têm sido testadas em SACs. O policultivo, técnica que consiste na utilização de diferentes espécies vegetais dentro de um mesmo reator (HU *et al.*, 2021; MATOS, MATOS, 2021), proporciona melhor distribuição de biomassa radicular e, conseqüentemente, há maior diversidade microbiana em comparação com as unidades que empregam o monocultivo (CALHEIROS *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2022), o que pode implicar em melhor desempenho dos SACs (ARLIYANI *et al.*, 2019; LICATA *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2022). De forma complementar, a utilização de diferentes plantas em uma mesma unidade de tratamento também pode acarretar no aumento da liberação de exsudatos advindos das raízes, estimulando a adsorção de fósforo e nitrogênio (KARATHANASIS; POTTER; COYNE, 2003).

Contudo, os estudos sobre o efeito da utilização de diferentes espécies em SACs ainda são incipientes, requerendo mais avaliações tanto em relação aos mecanismos de remoção e produção de biomassa, quanto sobre a influência na colmatação e vida útil dos SACs. Autores como Leiva *et al.* (2018) e Qiu *et al.* (2011), por exemplo, verificaram não haver diferença na biomassa gerada entre plantios com mono ou policultura, no entanto, os últimos autores reportaram, ainda assim, ganho no desempenho na remoção de contaminantes com maior diversidade de espécies.

3.3.3. Disponibilidade de nutrientes e favorecimento à absorção

A disponibilidade de fósforo e outros nutrientes no meio é outro fator que pode ter grande influência no desenvolvimento das plantas em SACs. Ambientes ricos em fósforo podem viabilizar o crescimento das espécies vegetais, pois aumentam a área de absorção de nutrientes do sistema radicular (HOLANDA *et al.*, 2021). Por outro lado, a deficiência desse nutriente em um determinado meio diminui o transporte de assimilados, interferindo na taxa fotossintética e, conseqüentemente, reduzindo a absorção de nutrientes pelas plantas, como foi observado para o capim-vetiver (MIRANDA-VILLAGÓMEZ *et al.*, 2019).

Além do fósforo, a presença de substâncias húmicas também estimulam os processos metabólicos e fisiológicos das plantas, influenciando na capacidade de absorção de poluentes por elas (YOON *et al.*, 2020). Assim, a adubação de águas residuárias desbalanceadas ou pobres

em determinados nutrientes/compostos essenciais às culturas ou mesmo a mistura de águas residuárias pode auxiliar no desenvolvimento vegetal e contribuição das plantas na remoção de contaminantes. Essa condição mais propícia já foi verificada para produção de microalgas em lagoas de alta taxa, como apresentado nos trabalhos de Moreno-García *et al.* (2019), Xie *et al.* (2019) e Braga *et al.* (2023).

Assim, espécies mais bem nutridas podem favorecer maior desenvolvimento das plantas, o que permite haver maior geração de biomassa vegetal para incorporação de outros contaminantes. Conseqüentemente, a utilização de mecanismos que contribuam para maior absorção pelas espécies pode auxiliar na melhora do desempenho dos SACs. Pesquisas realizadas no campo da agricultura têm demonstrado que a magnetização da água causa indução de alterações físicas e químicas no meio aquoso, condição essa que facilitaria a absorção de água e, conseqüentemente de nutrientes, influenciando também na produção vegetal (ABENDIPOUR, ROHANI, 2017; ALI *et al.*, 2014).

Com a instalação do dispositivo magnético, a força de Lorentz atua sobre as ligações de hidrogênio, enfraquecendo-as, e causando maior excitação de íons resultando em maiores colisões entre esses. Conseqüentemente, há influência na solubilidade, viscosidade, índice de refração, condutividade, pH e temperatura de fusão, favorecendo a absorção de alguns nutrientes e a precipitação de outros, removendo os poluentes, (ABENDIPOUR, ROHANI, 2017; ABD-ELRAHMAN; SHALABY, 2017; GREWAL, MAHESHWARI, 2011). Assim, também é uma estratégia que poderia ser avaliada em SACs, objetivando maximizar o potencial de remoção de contaminantes no leito.

3.3.4. Variação do nível d'água

Diferentes estratégias no período de aclimatação são utilizadas frequentemente em SACs, de forma a proporcionar a adaptação das culturas ao ambiente alagado e com elevada condutividade elétrica, permitindo melhor desenvolvimento e desempenho das plantas (MUFARREGE *et al.*, 2011). São citadas o plantio das espécies vegetais em água limpa (ZHUI *et al.*, 2021; PARSHAR *et al.*, 2022), soluções nutritivas (WANG *et al.*, 2020), misturas entre água limpa e a água residuária em tratamento (SOARES, 2021) e mesmo soluções sintéticas (BALCIUNAS *et al.*, 2019), por um período bastante variável, sendo de poucos dias até poucos meses. De acordo com Corzo e Sanabria (2019), cargas aplicadas, condições ambientais e o nível d'água podem ser fatores que afetam a adaptação das culturas.

Verifica-se que muitas das estratégias utilizadas em SACs estão relacionadas à disponibilidade de água e nutrientes para as plantas. Assim, a variação da lâmina de águas residuárias em uma unidade de tratamento pode influenciar nas características das plantas e, conseqüentemente, na remoção de poluentes (HUSSNER *et al.*, 2009; BAI *et al.*, 2014; ROSSI *et al.*, 2015). Na natureza, pode ser observado que o crescimento radicular é limitado pela espécie vegetal e pelo nível do lençol freático. Fazendo uma analogia para o saneamento, menores lâminas de efluente em um reator, poderia estimular maior crescimento em profundidade das raízes das plantas cultivadas em SACs (NING *et al.*, 2014; HIRANO *et al.*, 2018).

Com sistema radicular mais profundo, seria possível avaliar a construção de SACs com maiores alturas e, assim, menores demandas de área, o que facilitaria a adoção da tecnologia em mais localidades (REED, CRITES, MIDDLEBROOKS, 1995; TANNER, 2001; BRASIL *et al.*, 2007). Por outro lado, essa condição deve ser aplicada somente na fase de aclimação das espécies vegetais, já que somente assim haveria melhor aproveitamento do volume do reator. Além disso, a altura da zona de saturação também pode interferir nas condições de oxigenação do meio e na dinâmica da remoção de N e outros contaminantes (LU *et al.*, 2019). Autores como Vera-Puerto *et al.* (2021), Zhang *et al.* (2023), Miao e Zou (2012), Liu *et al.* (2018), Grant *et al.* (2012), Ning *et al.* (2014), Bai *et al.* (2013), Chen *et al.* (2013), Loreti *et al.* (2016) avaliaram o efeito da lâmina d'água contínua ou de forma transitória em SACs ou em *wetlands* naturais, sendo observados efeitos negativos com aumento do nível da camada de saturação na produção de biomassa e extensão radicular. Ressalta-se que foram trabalhos em unidades verticais ou free-water (SACs-ES ou SACs-EH), e que a redução da lâmina d'água na fase de aclimação poderia ser um estímulo ao alongamento das raízes.

3.3.5. Fitoestimuladores e bioaugmentação

O aumento da absorção de nutrientes também pode ser ocasionado pela utilização de hormônios vegetais, portanto, a quantidade a ser empregada vai depender das características da espécie vegetal utilizada (BARBOSA *et al.*, 2023; VAMERALI *et al.*, 2011). A utilização dessa técnica também pode vir a proporcionar estímulo ao crescimento vegetal e na geração de biomassa, visto que, alguns hormônios denominados como citocininas e auxinas estimulam o crescimento radicular, transporte de nutrientes e divisão celular, resultando, dessa forma, em

maior desenvolvimento de plantas utilizadas em SACs (BULAK; WALKIEWICZ; BRZEZIŃSKA, 2014; ISRAR *et al.*, 2011).

A resistência das plantas também pode ser intensificada com uso de alguns hormônios (BARBOSA *et al.*, 2023), como por exemplo, os ácidos abscísico e as giberelinas, auxiliando na aclimação nessa condição de estresse (ambiente alagado e com alta concentração de íons). Contudo, ressalta-se que o manuseio incorreto dessa prática pode vir a ocasionar na contaminação da água, efeitos colaterais em animais e pessoas, resistência e acumulação de hormônios no meio ambiente (GALLEGO-GIRALDO *et al.*, 2008; LV *et al.*, 2021; PARWEZ *et al.*, 2022).

Por fim, se as plantas podem influenciar na comunidade microbiana e se beneficiar de uma possível relação mutualística (WANG *et al.*, 2022; HUSSAIN *et al.*, 2018) a adição de microrganismos aos SACs também poderia beneficiar o tratamento. Segundo revisão realizada por Tondera *et al.* (2021), a inoculação de microrganismos pode influenciar positivamente no desenvolvimento vegetal, degradação de compostos e remoção de contaminantes, como também verificado por Pei *et al.* (2016), Rehman *et al.* (2021) e Shao; Pei, Hu (2013), entre outros.

4. CONCLUSÕES

De acordo com a revisão bibliográfica realizada, concluiu-se que:

- Plantas possuem grande importância no desempenho de Sistemas Alagados Construídos (SACs), podendo auxiliar tanto na remoção de contaminantes e patógenos, quanto no prolongamento da vida útil da unidade, bem como proporcionar harmonia paisagística e aproveitamento da biomassa vegetal;
- As pesquisas com SACs começaram com uso espécies vegetais naturais de áreas alagadas, havendo mudança no emprego após verificação da capacidade de aclimação a esse ambiente, pela criação das estruturas de aerênquimas, por vários capins e espécies ornamentais (de maiores capacidade de extração de contaminantes);
- A escolha da utilização das espécies vegetais é um fator de suma importância para promover um desempenho eficiente na remoção de poluentes em SACs. Características como maiores capacidades de extração, potencial de adaptabilidade a ambientes alagados, bem como rápido crescimento e grande requerimento de

nutrientes (capacidade extratora), são fatores que possibilitam maior eficácia em termos de fitorremediação;

- A adoção de parâmetros adequados de projeto (cargas aplicadas, tempo de detenção hidráulica e velocidade de escoamento da água residuária), assim como o manejo correto, provendo o adequado corte da parte aérea e a densidade de plantas; regulando a disponibilidade de nutrientes, podem vir a ocasionar em uma melhoria no crescimento das plantas e, conseqüentemente, aumentar a absorção de poluentes e a eficiência do tratamento;
- Novas pesquisas têm indicado que o uso de fitormônios e das técnicas de bioaumentação e da magnetização da água também poderiam contribuir no aumento do desempenho das plantas. A regulação do nível de água residuária é outra alternativa promissora;
- A revisão ressalta a necessidade de realizar monitoramento e avaliações contínuas nos SACs, identificando melhorias e aprimoramentos sempre que necessário.

REFERÊNCIAS

- ABD-ELRAHMAN, S. H.; SHALABY, O. A. Response of Wheat Plants to Irrigation with Magnetized Water under Egyptian Soil Conditions. [s. l.], v. 57, n. 4, p. 477–488, 2017.
- ABEDINPOUR, M.; ROHANI, E. Effects of magnetized water application on soil and maize growth indices under different amounts of salt in the water. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 7, n. 3, p. 319-325, 2017.
- AHUJA, I.; KISSEN, R.; BONES, A. M. Phytoalexins in defense against pathogens. **Trends in Plant Science**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 73–90, 2012.
- ALEISSA, Y. M.; BAKSHI, B. R. Constructed Wetlands as Unit Operations in Chemical Process Design : Benefits and Simulation. **Computers and Chemical Engineering**, [s. l.], v. 153, p. 107454, 2021.
- ALVIM, M. J. *et al.* Efeito de doses de N e do intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tifton 85. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA n, 35, **Anais...**, Botucatu: Sociedade Brasileira de Zootecnia. p.492-494, 1998.
- AL-ZREIQAT, I. *et al.* Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 118, n. January, p. 171–178, 2018.
- AMORIM, F. *et al.* Capim-tifton 85 cultivado em sistema alagado construído com elevadas taxas de aplicação. **Engenharia na Agricultura**, v.23, n.3, p. 241-250, 2015.
- ANDRIES, R. G.; MATOS, A. T. ; FREITAS, W.S. Estimation of plant productivity and nutrient extraction capacity along the length of horizontal subsurface flow constructed wetland treating swine wastewater. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, 2018.
- ARIAS, C. A. *et al.* Effects of effluent recycle on treatment performance in a vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 180, n. March, 2022.
- ARLIYANI, I.; TANGAHU, B. V.; MANGKOEDIHARDJO, S. Plant diversity in a constructed wetland for pollutant parameter processing on leachate: A review. **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 4, 2021.
- AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology (United Kingdom)**, [s. l.], v. 35, n. 16, p. 2095–2103, 2014.
- AVELAR, F. F.; DE MATOS, A. T.; DE MATOS, M. P. Removal of sewage contaminants in constructed wetlands systems cultivated with *mentha aquatica*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 6, p. 1259–1266, 2019.
- BAI, X.; CHEN, X.; CHEN, K. Impact of water depth on root morphology of *Juncellus serotinus* (Cyperaceae). **Nordic Journal of Botany**, v. 32, n. 2, p. 245-250, 2014.
- BALCIUNAS, E. M. *et al.* Increasing ibuprofen degradation in constructed wetlands by bioaugmentation with gravel containing biofilms of an ibuprofen-degrading *Sphingobium yanoikuyae*. **Engineering in Life Sciences**, v. 20, n. 5-6, p. 160-167, 2020.

BARBERA, A. C. *et al.* Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily. **Desalination**, [s. l.], v. 246, n. 1–3, p. 129–136, 2009.

BARBOSA, R. B. G. *et al.* Effects of the addition of phytohormone and plant growth-promoting bacteria on the health and development of *Polygonum hydropiperoides* cultivated in constructed wetlands treating chromium-contaminated wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 190, n. January, 2023.

BARYA, M. P.; KUMAR, A.; THAKUR, T. K. Utilization of constructed wetland for the removal of heavy metal through fly ash bricks manufactured using harvested plant biomass. **Ecohydrology**, [s. l.], v. 15, n. 4, 2022.

BATEGANYA, N. L. *et al.* Carbon and nitrogen gaseous fluxes from subsurface flow wetland buffer strips at mesocosm scale in East Africa. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 85, p. 173–184, 2015.

BELMONT, M.A.; METCALFE, C.D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants — A laboratory-scale study. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 4-5, p. 233-247, 2003.

BERGIER, T. *et al.* From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. [s. l.], v. 190, n. June, 2021.

BÔTO, M.; ALMEIDA, C. M. R.; MUCHA, A. P. Potential of constructed wetlands for removal of antibiotics from saline aquaculture effluents. **Water**, v. 8, n. 10, p. 465, 2016.

BRAGA, M. Q. *et al.* Carbon supplementation in domestic sewage via mixing with paint booth effluent: Influence on the performance of bioremediation and algal biomass production from high-rate algal ponds. *Journal of Water Process Engineering*, v. 53, p. 103652, 2023.

BRASIL, M.S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* SP.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.3, p. 266-272, 2007.

BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17. 1997.

BULAK, P.; WALKIEWICZ, A.; BRZEZIŃSKA, M. Plant growth regulators-assisted phytoextraction. **Biologia Plantarum**, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 1–8, 2014.

CALHEIROS, C. S. C. *et al.* **Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility.** [S. l.: s. n.], 2015.

CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Phosphorus and nitrogen balance in constructed wetlands with *eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 1–11, 2019.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **International Biodeterioration and Biodegradation**, [s. l.], v. 119, p. 396–404, 2017.

- CHAMPIKA ELLAWALA, K.; ASAEDA, T.; KAWAMURA, K. The effect of flow turbulence on plant growth and several growth regulators in *Egeria densa* Planchon. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 206, n. 12, p. 1085–1091, 2011.
- CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. Capim Vetiver: Produção de Mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. **Manual Técnico**, 18 p., 2013.
- CHEN, G. Q. *et al.* Low-carbon assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland in Beijing. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 4, p. 622-628, 2011.
- CHEN, H.; ZAMORANO, M. F.; IVANOFF, D. Effect of deep flooding on nutrients and non-structural carbohydrates of mature *Typha domingensis* and its post-flooding recovery. **Ecological engineering**, v. 53, p. 267-274, 2013.
- CHEN, L. *et al.* Induced maize salt tolerance by rhizosphere inoculation of *Bacillus amyloliquefaciens* SQR9. **Physiologia plantarum**, v. 158, n. 1, p. 34-44, 2016.
- CHEN, X. *et al.* Greenhouse gas emissions and wastewater treatment performance by three plant species in subsurface flow constructed wetland mesocosms. **Chemosphere**, v. 239, p. 124795, 2020.
- CHENG, X. *et al.* Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight wetland plants with differing root systems. **Hydrobiologia**, v. 623, p. 77-85, 2009.
- CHENG, X. Y. *et al.* Growth and contaminant removal effect of several plants in constructed wetlands. **Journal of Integrative Plant Biology**, [s. l.], v. 51, n. 3, p. 325–335, 2009.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* **Tratamento de Esgotos e Produção de Efluentes Adequados a Diversas Modalidades de Reúso da Água**. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). *Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Cap. 3, p. 63- 110.
- CORZO, A.; SANABRIA, O. Adaptation of vegetation in high-rate constructed wetland using artificial carriers for bacterial growth: Assessment using phytopathological indicators. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100974, 2019.
- COSTA, J. F. *et al.* Performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands in the treatment of uasb reactor effluent, based on four years of monitoring. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 191–200, 2018.
- DAVAMANI, V. *et al.* Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 9, n. 4, 2021.
- DE KLEIN, J. J. M.; VAN DER WERF, A. K. Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 66, p. 36–42, 2014.
- DE LA VARGA, D. *et al.* Methane and carbon dioxide emissions from constructed wetlands receiving anaerobically pretreated sewage. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 538, p. 824–833, 2015.

DECEZARO, S. T. *et al.* Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 721–730, 2021.

DITTRICH, E.; KLINCSIK, M. Analysis of conservative tracer measurement results using the Frechet distribution at planted horizontal subsurface flow constructed wetlands filled with coarse gravel and showing the effect of clogging processes. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 21, p. 17104–17122, 2015.

DU, L. *et al.* Removal performance of antibiotics and antibiotic resistance genes in swine wastewater by integrated vertical-flow constructed wetlands with zeolite substrate. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 721, p. 1–10, 2020.

FARAZAKI, M.; GIKAS, P. Nitrification-denitrification of municipal wastewater without recirculation, using encapsulated microorganisms. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 242, n. June 2018, p. 258–265, 2019.

FIA, F. R. L. *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 303–311, 2017.

FIA, F. R. L. *et al.* Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.10, n.3, p. 542-553, 2015.

FUCHS, V. J.; MIHELICIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, [s. l.], v. 45, n. 5, p. 2073–2081, 2011.

GAGNON, V. *et al.* Effect of plant species on sludge dewatering and fate of pollutants in sludge treatment wetlands. **Ecological engineering**, v. 61, p. 593-600, 2013.

GALLEGO-GIRALDO, L. *et al.* Gibberellin homeostasis in tobacco is regulated by gibberellin metabolism genes with different gibberellin sensitivity. **Plant and Cell Physiology**, [s. l.], v. 49, n. 5, p. 679–690, 2008.

GARCÍA-ÁVILA, F. *et al.* 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.

GARCÍA-ÁVILA, F. Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus*. **Data in Brief**, [s. l.], v. 30, 2020.

GHOLIPOUR, A.; STEFANAKIS, A. I. A full-scale anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland for university dormitory wastewater treatment and reuse in an arid and warm climate. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 170, n. March, p. 106360, 2021.

GIKAS, G. D. *et al.* Removal of Emerging Pollutants in Horizontal Subsurface Flow and Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands. **Processes**, v. 9, n. 12, p. 2200, 2021.

GONZALO, O. G.; RUIZ, I.; SOTO, M. Science of the Total Environment Integrating pretreatment and denitrification in constructed wetland systems. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584–585, p. 1300–1309, 2017.

GRANT, R. F.; DESAI, A. R.; SULMAN, B. N. Modelling contrasting responses of wetland productivity to changes in water table depth. **Biogeosciences**, v. 9, n. 11, p. 4215-4231, 2012.

GREWAL, H. S.; MAHESHWARI, B. L. Magnetic treatment of irrigation water and snow pea and chickpea seeds enhances early growth and nutrient contents of seedlings. **Bioelectromagnetics**, v. 32, n. 1, p. 58-65, 2011.

GU, X. *et al.* Recycled utilization of *Iris pseudacorus* in constructed wetlands: Litters self-consumption and nitrogen removal improvement. **Chemosphere**, [s. l.], v. 262, 2021.

HAN, W. *et al.* Effects of Plant Diversity and Plant Density on Ecosystem Functions in Floating Constructed Wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 11, 2020.

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018a.

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018b.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Development and morphometric characteristics of vetiver grass under different doses of organic fertilizer. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 20–30, 2021.

HU, X. *et al.* A review on the role of plant in pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 780, 2021.

HUA, G. F. *et al.* Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. [s. l.], p. 13017–13026, 2014.

HUANG, J. *et al.* Performance evaluation of *Iris pseudacorus* constructed wetland for advanced wastewater treatment under long-term exposure to nanosilver. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 116, n. March, p. 188–195, 2018.

HUSSAIN, Z. *et al.* Integrated perspectives on the use of bacterial endophytes in horizontal flow constructed wetlands for the treatment of liquid textile effluent: Phytoremediation advances in the field. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 224, n. May, p. 387–395, 2018.

HUSSAIN, F. *et al.* Constructed wetlands and their role in remediation of industrial effluents via plant-microbe interaction—a mini review. **J Bioremediat Biodegrad**, v. 9, n. 4, p. 1-8, 2018.

ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. **Journal of environmental management**, v. 198, p. 372-383, 2017.

ILYAS, H.; VAN HULLEBUSCH, E. D. Performance comparison of different types of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and their transformation products: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 13, p. 14342-14364, 2020.

ISRAR, M. *et al.* Interactive effects of lead, copper, nickel and zinc on growth, metal uptake and antioxidative metabolism of *Sesbania drummondii*. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 186, n. 2–3, p. 1520–1526, 2011.

JAYALAKSHMI, R.; SOUNDARANAYAKI, K.; SUBHASH KANNAN, M. Removal of Methylene Blue dye from textile wastewater using vertical flow constructed wetland. **Materials Today: Proceedings**, [s. l.], 2022.

JETHWA, K. B; BAJPAI, S. Role of plants in constructed wetlands (CWAS): a review. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences**, v. 2, p. 4-10, 2016.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Chemosphere Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, [s. l.], v. 286, n. P1, p. 131564, 2022.

JIANG, X. *et al.* Influences of plant species and radial oxygen loss on nitrous oxide fluxes in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 142, p. 105644, 2020.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7a. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1050 p., 2014.

JÓZWIAKOWSKI, K. *et al.* Reliability and efficiency of pollution removal during long-term operation of a one-stage constructed wetland system with horizontal flow. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 187, p. 60–66, 2017.

KADLEC, R. H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 1–16, 2003.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2a. ed. Florida: CRC Press, 1016p., 2009.

KANTAWANICHKUL, S.; WANNASRI, S. Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v.35, n.5, p.599-603. 2013.

KATAKI, S.*et al.* Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, v. 283, n. September 2020, 2021.

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 157–169, 2003.

KATAKI, S. *et al.* Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 283, n. September 2020, 2021.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, v.185, p.383–389, 2005.

KENG, T. S.; SAMSUDIN, M. F. R.; SUFIAN, S. Evaluation of wastewater treatment performance to a field-scale constructed wetland system at clogged condition: A case study of ammonia manufacturing plant. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 759, 2021.

KHAN, A. H. A. *et al.* Soil amendments enhanced the growth of *Nicotiana glauca* L. and *Petunia hybrida* L. by stabilizing heavy metals from wastewater. **Journal of environmental management**, v.242, p. 46-55, 2019.

- KOELBENER, A. *et al.* Plant species from mesotrophic wetlands cause relatively high methane emissions from peat soil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 326, n. 1, p. 147–158, 2010.
- KRUSZKA, D. *et al.* Silver nanoparticles affect phenolic and phytoalexin composition of *Arabidopsis thaliana*. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 716, 2020.
- LEIVA, A. M. *et al.* Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, n. January, p. 116–125, 2018.
- LI, X. *et al.* Controlling methane emissions from Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands by using potassium peroxydisulfate as oxidant. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 325, n. PB, p. 116444, 2023.
- LICATA, M. *et al.* Research focusing on plant performance in constructed wetlands and agronomic application of treated wastewater—A set of experimental studies in Sicily (Italy). **PLoS one**, v. 14, n. 7, p. e0219445, 2019.
- LIN, Y. L.; LI, B. K. Removal of pharmaceuticals and personal care products by *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, [s. l.], v. 58, p. 318–323, 2016.
- LIU, G. *et al.* 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, p. 33286-33297, 2018.
- LOPES, B. C. *et al.* Potential use of tifton 85 cultivated in VFCW for animal feed. **Water Practice and Technology**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 598–604, 2020.
- LU, S. *et al.* Assessment of the treatment of domestic sewage by a vertical-flow artificial wetland at different operating water levels. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 208, p. 649–655, 2019.
- LV, Z. Y. *et al.* Phytohormones jasmonic acid, salicylic acid, gibberellins, and abscisic acid are key mediators of plant secondary metabolites. **World Journal of Traditional Chinese Medicine**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 307–325, 2021.
- MA, N. *et al.* Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 109, n. September, p. 48–56, 2017.
- MANDER, Ü. *et al.* Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Ecological Engineering**, v. 66, p. 19-35, 2014.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim Napier (*Pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura-REVENG**, v. 19, n. 5, p. 469-477, 2011.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos. 1. ed. Viçosa: UFV, 371 p., 2017.

MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte- MG, 336 p., 2015.

MATOS, M. P. *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015.

MATOS, M. P. *et al.* Clogging and performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands over eight years of operation. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 6, p. 1227–1237, 2018a.

MATOS, M.P.; MATOS, A.T. **Capítulo 2: Importância do substrato poroso e atuação das macrófitas no desempenho dos wetlands construídos utilizados no tratamento de águas residuárias**. 40 p., 2021. In: SEZERINO, P.H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras. 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 175 p., 2021.

MATOS, A. T.; SILVA FREITAS, W.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; DE MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 87–107, 2018.

MATOS, A.T. de *et al.* Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 518-526, 2010.

MATOS, A. T. de *et al.* Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, p. 83-92, 2010.

MAUCIERI, C. *et al.* A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 236, p. 175–193, 2017.

MENDONÇA, H. V. *et al.* Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n.2, p. 442-453, 2015.

MIAO, S. L.; ZOU, C. B. Effects of inundation on growth and nutrient allocation of six major macrophytes in the Florida Everglades. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 10-18, 2012.

MILANI, M. *et al.* Evapotranspiration from horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with different perennial plant species. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2159, 2019.

MIN, Y. *et al.* Flooding lowers the emissions of CO₂ and CH₄ during the freeze-thaw process in a lacustrine wetland. **Catena**, [s. l.], v. 227, n. November 2022, p. 107132, 2023.

MINAKSHI, D. *et al.* Performance evaluation of vertical constructed wetland units with hydraulic retention time as a variable operating factor. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 19, n. July, 2022.

MIRANDA-VILLAGÓMEZ, E. *et al.* Nanophosphorus Fertilizer Stimulates Growth and Photosynthetic Activity and Improves P Status in Rice. **Journal of Nanomaterials**, [s. l.], v. 2019, 2019.

MIRANDA, S. T. *et al.* Characterization of clogging material from horizontal subsurface flow constructed wetland systems. **Engenharia Agricola**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 463–470, 2017.

MOHAMMED, A. A.; MUTAR, Z. H.; AL-BALDAWI, I. A. Alternanthera spp. based-phytoremediation for the removal of acetaminophen and methylparaben at mesocosm-scale constructed wetlands. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 11, p. e08403, 2021.

MORENO-GARCIA, L. *et al.* Optimization of the proportions of four wastewaters in a blend for the cultivation of microalgae using a mixture design. **Bioresource technology**, v.283, p. 168-173, 2019.

MUENREW, J.; JAMPEETONG, A. Interactive effects of O₂ level and Fe supply on growth, morphology, and mineral allocation of hybrid Napier grass (*Pennisetum purpureum* × *P. americanum* cv. pakchong 1). **Songklanakarín Journal of Science and Technology**, [s. l.], v. 40, n. 6, p. 1271–1280, 2018.

MUFARREGE, M. M. *et al.* Adaptability of *Typha domingensis* to high pH and salinity. **Ecotoxicology**, v. 20, p. 457-465, 2011.

MUSTAFA, H. M.; HAYDER, G. Performance of *Salvinia molesta* plants in tertiary treatment of domestic wastewater. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 1, 2021.

NAJEEB, U. *et al.* Enhancing the lead phytostabilization in wetland plant *Juncus effusus* L. through somaclonal manipulation and EDTA enrichment. **Arabian Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 10, p. S3310–S3317, 2017.

NAZ, M. *et al.* Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial neural network (ANN) modelling approach. **Ecological Engineering**, v.35, p.1255–1263, 2009.

NING, Yu *et al.* Adaptive significance of and factors affecting plasticity of biomass allocation and rhizome morphology: a case study of the clonal plant *Scirpus planiculmis* (Cyperaceae). **Polish Journal of Ecology**, v. 62, n. 1, p. 77-88, 2014.

NG, Y. S.; CHAN, D. J. C. Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 15, p. 107–115, 2017.

OLGUÍN, E. J. *et al.* Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 592, p. 326–333, 2017.

PANJA, S.; SARKAR, D.; DATTA, R. Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) is capable of removing insensitive high explosives from munition industry wastewater. **Chemosphere**, [s. l.], v. 209, p. 920–927, 2018.

PANRARE, A.; TONDEE, T.; SOHSALAM, P. Effect of Plant Density in Constructed Wetland on Domestic Wastewater Treating Efficiency. **International Journal of Applied and Physical Sciences**, [s. l.], 2016.

PARASHAR, V. *et al.* Utility of constructed wetlands for treatment of hospital effluent and antibiotic resistant bacteria in resource limited settings: A case study in Ujjain, India. **Water Environment Research**, v. 94, n. 9, p. e10783, 2022.

PARWEZ, R. *et al.* Abscisic acid signaling and crosstalk with phytohormones in regulation of environmental stress responses. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 199, n. March, p. 104885, 2022.

PATHAK, N. *et al.* Simultaneous nitrification-denitrification using baffled osmotic membrane bioreactor-microfiltration hybrid system at different oxic-anoxic conditions for wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 253, n. September 2019, p. 1–10, 2020.

PAVLINERI, N.; TH, N.; TSIHRINTZIS, V. A. Constructed Floating Wetlands : A review of research , design , operation and management aspects , and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 308, p. 1120–1132, 2017.

PELISSARI, C. *et al.* 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.

PELISSARI, C. *et al.* 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.

PEI, H. *et al.* Bioaugmentation in a pilot-scale constructed wetland to treat domestic wastewater in summer and autumn. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 7776-7785, 2016.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1a. ed. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

QUEIROZ, R. de C. S. de *et al.* Life cycle thinking applied to phytoremediation of dairy wastewater using aquatic macrophytes for treatment and biomass production. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 267, 2020.

QIU, Z.-C. *et al.* Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes. **Hydrobiologia**, v. 661, p. 251-260, 2011.

RAHMAN, K. Z. *et al.* Removal and fate of arsenic in the rhizosphere of *Juncus effusus* treating artificial wastewater in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 69, p. 93–105, 2014.

RAHMAN, M.-A. *et al.* Phytoremediation potential of *Schumannianthus dichotomus* in vertical subsurface flow constructed wetland. **Environmental Challenges**, [s. l.], v. 9, n. June, p. 100631, 2022.

RAMOS, N. de F. S. *et al.* Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 123–132, 2017.

REHMAN, K. *et al.* Bioaugmentation-enhanced remediation of crude oil polluted water in pilot-scale floating treatment wetlands. **Water**, v. 13, n. 20, p. 2882, 2021.

RUAN, W. *et al.* Efficiency and plant indication of nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands: A field-scale study in a frost-free area. **Science of the Total Environment**, v. 799, p. 149301, 2021.

RUPPELT, J. P.; PINNEKAMP, J.; TONDERA, K. Elimination of micropollutants in four test-scale constructed wetlands treating combined sewer overflow: Influence of filtration layer height and feeding regime. **Water Research**, [s. l.], v. 169, 2020.

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**, [s. l.], v. 112, p. 429–448, 2012.

SAGGAI, M. M. *et al.* Long-term investigation of constructed wetland wastewater treatment and reuse: Selection of adapted plant species for metaremediation. **Journal of environmental management**, v. 201, p. 120-128, 2017.

SEXTON, A. C. *et al.* Cloning, purification and characterisation of brassinin glucosyltransferase, a phytoalexin-detoxifying enzyme from the plant pathogen *Sclerotinia sclerotiorum*. **Fungal Genetics and Biology**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 201–209, 2009.

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: Parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.

SEZERINO, P.H.; SILVA, A. R. **Capítulo 1: Aplicabilidade dos wetlands construídos no tratamento de esgoto sanitário e doméstico**. 18 p., 2021. In: SEZERINO, P.H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras. 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 175 p., 2021.

SHARMA, P. K. *et al.* Biopurification of dairy farm wastewater through hybrid constructed wetland system: Groundwater quality and health implications. **Environmental Research**, [s. l.], v. 200, n. June, p. 111426, 2021.

SHAO, Y.; PEI, H.; HU, W. Nitrogen removal by bioaugmentation in constructed wetlands for rural domestic wastewater in autumn. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 34-36, p. 6624-6631, 2013.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Painel do Saneamento**. Disponível em: < <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel>>. Acesso em 12 de mai.23.

SOARES, J. S. **Avaliação do uso de sistemas alagados construídos do tipo bio-rack como tratamento simplificado para soluções individuais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Geotecnia Ambiental) - Universidade Federal de Lavras - UFLA, Lavras - MG, 108 p., 2021.

STEFANATOU, A. *et al.* Journal of Water Process Engineering Use of climbing and ornamental plants in vertical flow constructed wetlands treating greywater. [s. l.], v. 53, n. April, 2023.

TAYLOR, C.R. *et al.* Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*, v.37, n.5, p.703–710, 2011

TEITER, S.; MANDER, Ü.. Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 528-541, 2005.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* The influence of plant roots on the clogging process and the extractive capacity of nutrients/pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, n. May, p. 54–60, 2018.

TONDERA, K. *et al.* Bioaugmentation of treatment wetlands—a review. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145820, 2021.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 407, n. 13, p. 3958–3971, 2009.

VAMERALI, T. *et al.* Assisted phytoremediation of mixed metal(loid)-polluted pyrite waste: Effects of foliar and substrate IBA application on fodder radish. **Chemosphere**, [s. l.], v. 84, n. 2, p. 213–219, 2011.

VERA-PUERTO, I. *et al.* Evaluation of bed depth reduction, media change, and partial saturation as combined strategies to modify in vertical treatment wetlands. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 9, p. 4842, 2021.

VINÍCIUS, M. *et al.* Reatores híbridos anaeróbio e aeróbio para remoção de matéria orgânica e nitrogênio em esgoto doméstico diluído. [s. l.], p. 591–600, 2021.

VON SPERLING, M. **Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands”- Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial-utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** In: BRASIL - Fundação Nacional da Saúde. 7º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. 1.ed. Brasília: Funasa, p. 81-108, 2013.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. **Ecological engineering**, v. 61, p. 582-592, 2013b.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011.

VYMAZAL, J. Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. **Ecological engineering**, v. 61, p. 575-581, 2013a.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, [s. l.], v. 47, n. 14, p. 4795–4811, 2013.

- 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.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELÖVPA, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow. **Springer Science & business media**, v. 14, 2008.
- WANG, B. *et al.* Effects of chromium stress on the rhizosphere microbial community composition of *Cyperus alternifolius*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 218, p. 112253, 2021.
- WANG, J. *et al.* A review on microorganisms in constructed wetlands for typical pollutant removal: species, function, and diversity. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, 2022.
- WANG, H.; SHENG, L; XU, J. Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 295, p. 126455, 2021.
- WANG, X. *et al.* Bioaugmented constructed wetlands for denitrification of saline wastewater: a boost for both microorganisms and plants. **Environment international**, v. 138, p. 105628, 2020.
- WANG, Z. *et al.* Mixed culture of plants improved nutrient removal in constructed wetlands: response of microbes and root exudates. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 3, p. 5861-5872, 2023.
- WIESSNER, A. *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. **Water Research**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 248–256, 2005.
- WU, H. *et al.* Strategies and techniques to enhance constructed wetland performance for sustainable wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 14637-14650, 2015.
- WU, Z. *et al.* Landscape ecological network construction controlling surface coal mining effect on landscape ecology: A case study of a mining city in semi-arid steppe. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 133, p. 108403, 2021.
- XIE, B. *et al.* Blending high concentration of anaerobic digestion effluent and rainwater for cost-effective *Chlorella vulgaris* cultivation in the photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 360, p. 861-865, 2019.
- XU, G. *et al.* Effects of substrate combinations on greenhouse gas emissions and wastewater treatment performance in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 121, p. 107189, 2021a.
- XU, G. *et al.* Effects of substrate type on enhancing pollutant removal performance and reducing greenhouse gas emission in vertical subsurface flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 280, n. August 2020, p. 111674, 2021b.
- XU, Q. *et al.* *Pennisetum sinense* Roxb and *Pennisetum purpureum* Schum. as vertical-flow constructed wetland vegetation for removal of N and P from domestic sewage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 83, p. 120–124, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.011>
- YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. **Bioresour Technol**, v.100, p.2521–2526, 2009.

- YAMAUCHI, I. *et al.* Aerenchyma formation in crop species: a review. **Field Crops Research**, v. 152, p. 8-16, 2013.
- YANG, C. *et al.* Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 49, n. September, p. 103140, 2022.
- YILDIRIM, K.; KASIM, G. Ç. Phytoremediation potential of poplar and willow species in small scale constructed wetland for boron removal. **Chemosphere**, v. 194, p. 722-736, 2018.
- YOON, H. Y. *et al.* Structural variation of humic-like substances and its impact on plant stimulation: Implication for structure-function relationship of soil organic matters. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 725, 2020.
- YUAN, J. *et al.* Bacterial communities and enzymatic activities in the vegetation-activated sludge process (V-ASP) and related advantages by comparison with conventional constructed wetland. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 220, p. 341–351, 2016.
- ZAGO, M.; DUSI, L. Tratamento de sgoto por fossa séptica e unidades complementares: estudo de caso na cidade de Fraiburgo-SC. Ignis: **Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v.6, n.2 , 2017.
- ZAHUI, F. M. *et al.* Effect of plant species on the performance and bacteria density profile in vertical flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment in a tropical climate. **Water**, v. 13, n. 24, p. 3485, 2021.
- ZAPATER, M.; GROSS, A.; SOARES, M. I. M. Capacity of an on-site recirculating vertical flow constructed wetland to withstand disturbances and highly variable influent quality. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 37, n. 10, p. 1572–1577, 2011.
- ZHAI, X. *et al.* Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems?. **Ecological engineering**, v. 61, p. 555-563, 2013.
- ZHANG, D. Q. *et al.* Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries—a review of recent developments (2000–2013). **Journal of environmental management**, v. 141, p. 116-131, 2014.
- ZHANG, J. *et al.* Root vertical spatial stress: A method for enhancing rhizosphere effect of plants in subsurface flow constructed wetland. **Environmental Research**, v. 231, p. 116083, 2023.
- ZHI, W.; JI, G. Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. **Science of the Total Environment**, v. 441, p. 19-27, 2012.
- ZHANG, X. *et al.* Coupling of partial nitrification and aerated vertical flow constructed wetland for enhancing nitrite removal and reducing nitrous oxide. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 109114, 2023.
- ZHANG, X. *et al.* Coupling of Partial Nitrification and Aerated Vertical Flow Constructed Wetland for Enhancing Nitrogen Removal and Reducing Nitrous Oxide. **SSRN Electronic Journal**, [s. l.], v. 11, n. December 2022, 2022.
- ZURITA, F. *et al.* Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 33, n. 2, p.

110–118, 2008.

ZURITA, F.; DE ANDA, J.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 5, p. 861–869, 2009.

PERFORMANCE OF VETIVER GRASS SUBJECTED TO DIFFERENT LEVELS OF SEWAGE IN THE ACCLIMATION PHASE IN CONSTRUCTED WETLANDS

ABSTRACT

Stimulating root growth of plants can be a strategy to increase efficiencies and reduce area demand in Constructed Wetlands (CWs), which can be achieved by varying the water level. Thus, the objective of this study was to assess the pollutant removal performance in three Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands that were subjected to varying sewage level heights and planted with *Chrysopogon zizanioides*. The units were fed with sewage from the post-treatment of an university Wastewater Treatment Plant (WWTP), having hydraulic retention time (HRT) of 2.0 days. The experiment was conducted in two acclimation stages, where the effluent depth was lowered in each biweekly cycle. In the first stage, all experimental units had the same effluent level (35, 33, and 30 cm). In the second stage, the effluent level in the units varied, where that in CW 1 was maintained at 30 cm while those in CWs 2 and 3 were gradually reduced to 20 cm and 10 cm, respectively. Monitoring covered the period from January-August 2020, and was conducted after the acclimations period, with all CWs with the same 30 cm sewage depth. Based on the results, it was found that the change in the effluent level did not result in a significant difference in the performance of the CWs and the same was observed in relation to the climatic conditions. Analyses of BOD, COD, NO_3^- and phosphorus showed efficiencies of 35, 20, 32, and 30%, respectively. Consequently, the adopted strategy did not result in a gain in removal efficiency in the CWs.

Keywords: Wastewater treatment. Tertiary effluent treatment. *Chrysopogon zizanioides*. Sanitation. Root growth.

RESUMO

O estímulo ao crescimento das raízes das plantas pode ser uma estratégia para aumentar a eficiência e reduzir a demanda de área em Sistemas Alagados Construídos (SACs), o que pode ser alcançado por meio da variação do nível da água. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho da remoção de poluentes em três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial que foram submetidos a diferentes alturas de nível de esgoto e plantadas com *Chrysopogon zizanioides*. As unidades foram alimentadas com esgoto do pós-tratamento de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) universitária, com tempo de retenção hidráulica de 2,0 dias. O experimento foi conduzido em dois estágios de aclimação, nos quais a profundidade do efluente foi reduzida a cada ciclo quinzenal. No primeiro estágio, todas as unidades experimentais tinham o mesmo nível de efluente (35, 33 e 30 cm). No segundo estágio, o nível do efluente nas unidades variou, sendo que o da SAC 1 foi mantido em 30 cm, enquanto os dos SACs 2 e 3 foram gradualmente reduzidos para 20 cm e 10 cm, respectivamente. O monitoramento abrangeu o período de janeiro a agosto de 2020 e foi realizado após o período de aclimação, com todas os SACs com a mesma profundidade de esgoto de 30 cm. Com base nos resultados, verificou-se que a mudança no nível do efluente não resultou em uma diferença significativa no desempenho dos SACs e o mesmo foi observado em relação às condições climáticas. As análises de DBO, DQO, NO_3^- e fósforo mostraram eficiências de 35, 20, 32 e 30%, respectivamente. Consequentemente, a estratégia adotada não resultou em um ganho na eficiência de remoção nos SACs.

Palavras-chave: Tratamento de águas residuais. Tratamento de efluentes terciários, *Chrysopogon zizanioides*. Saneamento. Crescimento de raízes.

1. INTRODUCTION

In the Brazilian territory, there is a great disparity in the use of sewage services, since the Southeast, Midwest and South have more than 48.0% of coverage, while the North and Northeast regions have, respectively, rates of 14,0 and 30.2% of attendance (SNIS, 2021). This distinction may be seen not just across regions, but also within the same state or municipality. Commonly, larger cities often have better sanitary coverage due to the availability of more capital (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2022) as well as there is greater service in urban centers than in peripheral regions. Inequalities are also reflected in the comparison of urban and rural areas, as shown in research by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) (BRASIL, 2017). According to the survey, just 16.7% of the more than 5,000 cities examined in Brazil's municipalities had a sewage collecting infrastructure in both sites (urban and rural).

In order to increase the percentage of the population with access to quality water and sewage treatment, reducing regional and local differences, the new framework for basic sanitation was approved in Brazil (Law No. 14.026/2020). Among the regulations and provisions of the law, it establishes goals of 90% of the population having sewage collection and treatment by the year 2033, a far cry from the reality found today (BRASIL, 2020). In order to meet the objectives, it is important to make investments in sanitation infrastructure, in particular in locations outside of major metropolitan centers, in order to achieve improvements in the quality of life of the population, disease prevention, promotion of public health, economic growth and environmental preservation (UCKER, ALMEIDA, KEMERICH; 2012).

As regions with lower or no access to sanitation services commonly lack sufficient resources to invest in large sanitation infrastructures, it is necessary to adopt decentralized and low-cost alternatives (SEZERINO *et al.*, 2015). In this context, the implementation of Constructed Wetlands (CWs) has gained attention from sanitation companies and also from researchers, as they are promising alternatives that meet the needs of localities with financial constraints (MATOS, MATOS, 2017; TURCIUS *et al.*, 2021; YUAN *et al.*, 2016). These units are based on natural wetland environments, reproducing the same water purification dynamics, where there is interaction between microorganisms, plants, and the supporting medium; however, the difference is the insertion of technology and constant monitoring, so that these processes occur in a controlled manner (FIA *et al.*, 2020; ALEISSA; BAKSHI, 2021; KADLEC, WALLACE, 2009).

As other possible advantages of using CWs include their ease of operation and maintenance, low installation and energy costs, high efficacy in removing pollutants, particularly in tropical climates like Brazil, the ability to create harmonious landscapes, and to treat various types of wastewaters (JI, TANG, PEI, 2022; TURCIUS *et al.*, 2021; YUAN *et al.*, 2016; VON SPERLING, 2013). However, the large area demand for their installation is one of the primary drawbacks of these treatment units, which prevents them from being applied in more areas in the decentralized treatment (FADANELLI *et al.*, 2019). For this reason, research has been developed in order to optimize the performance of these reactors, aiming to enable the treatment of wastewater in smaller locations.

It has been proposed, for example, the use of aeration systems (air diffusers and injectors) and the introduction of baffles have been proposed (ALEISSA; BAKSHI, 2021). However, these techniques can derail one of the main advantages of CWs, which is operational simplicity. A feature that differentiates CWs from other effluent treatment reactors is the presence of plants, so this can also play a key role in increasing efficiency. Thus, the choice of plant species, proper management (harvesting the shoot) and stimulating plant growth are some of the possibilities to improve performance (CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI *et al.*, 2017; MATOS; MATOS, 2017; VON SPERLING, SEZERINO, 2018; SEZERINO, PELISSARI, 2021; HERNÁNDEZ; GALINDO-ZETINA; JUAN CARLOS, 2018).

The amount of water and nutrients present in a certain environment, for instance, can have an impact on a plant's features (HUSSNER *et al.*, 2009; BAI, CHEN, CHEN, 2014; ROSSI *et al.*, 2015). The direction of root growth is related to how high the water table is, that is, if the water table is closer to the surface, it will promote more horizontal growth, while if the water table is deeper, roots will grow vertically (NING *et al.*, 2014; HIRANO *et al.*, 2018). According to several studies (REED, CRITES, MIDDLEBROOKS, 1995; TANNER, 2001; BRASIL *et al.*, 2007), this feature, which is connected to plant species with stronger root development and resilience in flooded conditions, might enable the construction of deeper CWs, hence lowering the space need for their installation.

Due to its dense and extensive root system, which can reach 3.0 to 5.0 m in length, its good ability to extract pollutants, tolerance to extreme temperature variations and toxic levels of metals, besides being able to reach 1.5 to 2.0 m in height (TEIXEIRA *et al.*, 2020a; TEIXEIRA *et al.*, 2020b; CHAVES, ANDRADE; 2013), the vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) has been widely used in CWs. However, due to the great availability of water and nutrients in a system continuously fed with wastewater, vetiver grass roots generally do not

reach the bottom of constructed tanks (from 0.2 to 0.6 m) (RAMOS *et al.*, 2017; MORAIS, 2019). Thus, the adoption of operational strategies, such as varying the effluent level and the availability of nutrients in the CWS, could stimulate the root growth of the cultivated plant species.

The objective of the present study was to evaluate the pollutant removal efficiency of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) grown in three pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) subjected to different effluent levels in the reactors during the acclimation phase.

2. MATERIALS AND METHODS

The experiment was carried out at the Federal University of Lavras's on-campus wastewater treatment plant (WWTP-UFLA). The WWTP-UFLA has a system composed of three pumping stations, a screen, a grease trap, six up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors, six submerged biological aerated filters (SBAFs), four sand filters, a chlorination tank, an ultraviolet (UV) light tank, and a Parshall metre with an ultrasonic sensor. During most of the experiment, sewage chlorination was not performed, with the addition of sodium hypochlorite starting on 03/16/2020 (five months after the beginning of the experiment), affecting the grass grown in the CWS.

The three HSSF-CWs utilized in the study, CW 1, CW 2, and CW 3, were made of tempered glass that was 8 mm thick and had dimensions of 0.60 m long by 0.40 m high by 0.25 m wide, being a small-scale experiment, which facilitated the control of conditions. Each of these HSSF-CWs had a volume of 60 L and a surface area of 0.15 m². The glass tanks were used to facilitate the visualization of root growth inside the CWS. Styrofoam boards were positioned on the sides of the units to inhibit algal growth caused by sun incidence and high nutrient availability (Figure 1).

Figure 1: CWs covered with Styrofoam plates on the sides.



Source: From the Author (2023).

The tanks were filled to a height of 0.33 m with white rolled dolomite pebble #1, with a minimum particle size of 2-4 cm and with porosity of $0.38 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. The effluent inlet and outlet pipes were placed at 0.35 m and 0.04 m, respectively, from the bottom of the tank. The outlet pipe had registers to control the height of the wastewater during the adaptation period and a structure based on the communicating vessels theory according to Stevin's Law, with a height of 0.30 m.

A peripheral water pump installed in the UV tank of the WWTP-UFLA was used to feed the CWs, with suction up to 8 metres deep. The pumped wastewater was sent to a 200-L plastic canister with three parallel faucets installed 15 cm from the bottom of the container so that each faucet fed a CW through a half-inch hose. Thus, the units functioned as a tertiary treatment stage for sewage when nutrients are found in more available forms (inorganic) for absorption by plants.

The vetiver grass seedlings were planted 12-cm apart in the CWs, totalling 4 seedlings per tank, as recommended by Jethwa and Bajpai (2016). In the grass acclimation period, the operational conditions varied, as described in Table 1. Initially, the CWs were kept at the same sewage depth (without dilution) so that the seedlings would adapt first to a height of 35 cm (09/24/2019 to 10/09/2019), then 33 cm (10/09/2019 to 10/16/2019) and last, 30 cm

(10/16/2019 to 10/31/2019), the depth at which the CWs operated after the acclimation period. At the end of this stage, the first harvesting of the area was performed.

In the second stage of the acclimation period (10/31/2019 to 11/30/2019), the tanks differed in relation to the height of the effluent so that the influence of the water level on root growth could be evaluated (Table 1). CW 1 had an effluent height of 30 cm maintained throughout this stage, while in the other units, the level was downgraded. After 15 d of the stage beginning, the height in CW 2 was reduced to 20 cm, being kept like this until the end of the 30 days. In CW 3, the water level was progressively reduced in each biweekly cycle until it reached 10 cm. At the end of this second acclimation stage, the shoots were harvested again. The procedures described were performed to allow the observation of the behaviour of vetiver grass roots under the stress caused.

Table 1: Conditions to which the vetiver grass grown in the CWs was subjected.

Períod (d) ¹	Acclimatization Phase	Height of the effluent lamina in relation to the bottom of the CW (m)		
		CW 1	CW 2	CW 3
0-15	Acclimatization Phase 1	0.35	0.35	0.35
15-30	Acclimatization Phase 1	0.33	0.33	0.33
30-37	Acclimatization Phase 1	0.3	0.3	0.3
37-52	Acclimatization Phase 2	0.3	0.2	0.2
52-67	Acclimatization Phase 2	0.3	0.2	0.1
67-333	Monitoring	0.3	0.3	0.3

¹ Days elapsed after the beginning of the experiment.

Source: From the Author (2023).

After the acclimation period (Table 1), each CW received sewage continuously from drippers at a flow rate of 6 mL per minute or 8 L per day, resulting in a hydraulic retention time (HRT) of approximately 2.0 d. Considering the mean biochemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) concentration in the period, the units operated with a surface organic load of 5.18 kg ha⁻¹ d⁻¹ of BOD and 14.4 kg ha⁻¹ d⁻¹ of COD.

Then, the experiment entered the monitoring period, with all three HSSF-CWs operating similarly at an effluent level of 30 cm from December 2019 to August 2020 to assess whether the differences in the operation of the acclimation period affected the performance of the units. During this monitoring period, the grass was harvested approximately every 35 d.

Effluent samples were collected at the entrance and exit of the CWs to monitor the treatment efficiency in the systems, and the samples were sent to the Laboratory of Wastewater and Water Reuse, Department of Environmental Engineering of UFLA. The following variables were analysed: BOD, by Winkler's method; COD, by the closed reflux titration method; nitrate, by the method of Yang *et al.* (1998); phosphorus, by the ascorbic acid method; total, fixed, and volatile solids (VS), by gravimetry; pH, using a pH metre; and electrical conductivity (EC), using a conductivity metre. The analyses were performed as described in Standard Methods - 20th edition (APHA *et al.*, 2012). The removal efficiencies were calculated according to Equation 1.

$$\text{Efficiency (\%)} = \frac{(\text{Influent concentration} - \text{Effluent concentration})}{(\text{Influent concentration})} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

The temperature and rainfall data were obtained from the INMET (National Institute of Meteorology) database for the municipality of Lavras – Minas Gerais, considering the monitoring period.

To evaluate the effect of the variation in the sewage level in the acclimation period of vetiver grass grown in the CWs, statistical tests were performed using the software R. First, the chi-square and Kolmogorov–Smirnov goodness of fit tests were performed to verify whether the data followed a normal distribution. The asymmetry and kurtosis coefficients were also calculated, as well as other measures to evaluate whether the data series followed a specific distribution.

Next, means or medians tests were selected for parametric (series following normal distributions) or nonparametric (series following nonnormal distributions) evaluations. Based on the responses obtained, the T test (parametric) or Mann–Whitney test (nonparametric) was used to determine whether there was a significant difference between the inlets and outlets of the CWs, and analysis of variance (ANOVA) and Tukey's (parametric) or Kruskal–Wallis (nonparametric) tests were used to compare the performance of the three CWs in pollutant removal. The tests were performed at a significance level of 5%.

The statistical analysis was performed considering the entire monitoring period of the physical and chemical variables (January 2020 to August 2020) and divided into phases: Phase 1, January to February; Phase 2, March to May; and Phase 3, June to August, to allow inference of the effect of temperature on the performance of the units. A new division was also made into 7 phases corresponding to the periods between shoot harvests and aimed to facilitate the investigation of changes in plant development throughout the monitoring period.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Data distribution

In Table 2, information about the analysis of the data to test whether the data follow a normal distribution is presented.

Table 2: Data with the skewness, kurtosis and p-value coefficients.

		Skewness	Kurtosis	Norm test (p-value)
pH	Input	-0.88	-0.24	5.36E-02
	CW 1	0.07	-0.88	8.94E-01
	CW 2	0.28	-0.43	6.09E-01
	CW 3	0.23	-0.22	2.56E-01
EC	Input	1.35E+06	1.11E+06	7.43E+03
	CW 1	1.33E+06	1.52E+06	2.36E+04
	CW 2	1.32E+06	1.14E+06	1.07E+04
	CW 3	1.27E+06	6.67E+05	5.07E+03
BOD	Input	0.71	0.81	2.45E-01
	CW 1	-0.38	-1.59	2.47E-02
	CW 2	0.27	-0.92	8.50E-01
	CW 3	0.06	-1.24	8.18E-01
COD	Input	0.57	-0.95	4.96E-02
	CW 1	0.34	-1.34	2.23E-01
	CW 2	0.58	-0.69	2.04E-01
	CW 3	0.61	-0.66	2.21E-01
PT	Input	0.68	-0.33	6.79E-02
	CW 1	-0.54	-0.37	7.64E-01
	CW 2	-0.94	-0.23	6.81E-02
	CW 3	-0.75	-0.82	7.16E-02
NO₃⁻	Input	0.04	-1.32	3.15E-01
	CW 1	0.26	-1.19	2.99E-01
	CW 2	0.12	-1.50	2.71E-01
	CW 3	0.20	-1.40	3.46E-01
TS	Input	3.28	9.36	4.75E-08
	CW 1	2.87	-6.19	2.58E+05
	CW 2	3.27	9.31	9.01E-08
	CW 3	0.18	-0.91	6.35E-01
VS	Input	0.62	0.13	2.59E-01
	CW 1	-0.28	-1.09	5.79E-01
	CW 2	0.04	-0.79	2.96E-01
	CW 3	0.37	-0.46	1.12E-01
FS	Input	0.37	-0.76	5.85E-01
	CW 1	0.45	-0.25	2.35E-01
	CW 2	-0.58	0.28	5.85E-01
	CW 3	0.82	-0.44	-1.91E-02

Source: From the Author (2023).

According to Table 2, it was verified none of the series follow a normal distribution. This was the same condition as for all the other variables and treatments.

Regarding the asymmetry and kurtosis coefficients, it was verified that 29 data of the series show positive asymmetry, with $\text{mean} > \text{median} > \text{mode}$, and the other 7 show negative asymmetry, with $\text{mode} > \text{median} > \text{mean}$ (PINO, 2014). Therefore, it turns out that most of the variables have low value data and that the mean is higher due to the presence of some discrepant data. The WWTP-UFLA receives sewage from pumping stations with different characteristics, and the sewage was collected during periods when the university was closed and when class was in session, which also differ from each other (FIALHO, 2019; SOARES *et al.*, 2020), causing great data variability.

Based on the kurtosis analysis, it was verified the distributions of most parameters show a platykurtic distribution since the kurtosis values are less than zero. However, the distributions of the EC parameter specifically have kurtosis values greater than zero; therefore, in this case, a leptokurtic distribution is predominant.

Therefore, the tests to be employed are Mann-Whitney's comparison of medians and Kruskal-Wallis' non-parametric statistical tests.

3.2. Efficiency of the treatment units

In addition to resulting in a gain in plant performance, operational strategies (alteration of the effluent level in the acclimation phase) must have a positive effect on the removal efficiencies of the CWs. To observe this effect, the three treatment units were monitored for 6 months, from January 2020 to August 2020, and the mean, median, standard deviation and efficiencies are described in Table 3.

To assist in the data analysis, Box-Plot data were generated, and are presented in Figure 2.

Table 3: Mean values, averages, and removal efficiencies for the variables obtained during monitoring.

Variables		Input	CW 1	CW 2	CW 3	
pH		Mean	5.9	7.1	7.1	7.1
		Median	6.0	7.1A*	7.0A*	7.1A*
		Standard deviation	0.7	0.2	0.3	0.3
EC	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Mean	525.8	636.6	712.8	706.9
		Median	471.0	593.0A	629.0A*	625.0A*
		Standard deviation	212.0	246.0	287.0	278.0
N-NO ₃ ⁻		Mean	0.12	0.08	0.07	0.09
		Median	0.12	0.09A	0.07A*	0.08A
		Standard deviation	0.04	0.05	0.04	0.05
		R. E. (%)	-	31	46	20
TP		Mean	0.3	0.2	0.1	0.2
		Median	0.2	0.2A*	0.2A*	0.2A*
		Standard deviation	0.1	0.1	0.1	0
		R. E. (%)	-	19	38	36
COD		Mean	26	23	19	21
		Median	25	21A	21A	21A
		Standard deviation	18	15	12	14
		R. E. (%)	-	17	29	14
BOD	mg L^{-1}	Mean	8	4	4	5
		Median	7.5	4.2A*	4.0A*	5.2A
		Standard deviation	5.0	3	3	3
		R. E. (%)	-	31.44	39.63	35.84
TS		Mean	462	524	518	397
		Median	438	553A	545A	443A
		Standard deviation	156	183	220	251
		R. E. (%)	-	0	0	0
VS		Mean	239	315	296	259
		Median	252	345A	285A	281A
		Standard deviation	140	161	198	208
		R. E. (%)	-	0	0	0
FS		Mean	223	210	222	198
		Median	222	213A	21A	165A
		Standard deviation	45	83	89	200
		E. R.(%)	-	3	0	8

* pH: hydrogen potential, EC: electrical conductivity; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; N-NO₃⁻: nitrate; TP: total phosphorus; TS: total solids; VS: volatile solids, SF: fixed solids and R.E(%): Removal Efficiency.

* - Effluent value significantly different by Mann-Whitney test, at 5% level, in relation to the input in the CW (comparison between inlet and outlet of each unit); Medians followed by the same letter did not differ significantly, at 5% level, by Kruskal Wallis test (comparison between the output values of the three CWs).

Source: From the Author (2023).

There is with large dispersions between the maximum and minimum values, which makes it difficult to observe differences between the treatments, as corroborated by the coefficients of variation (CV) and, consequently, of the statistical tests, one can mention that the CV of BOD was 71%. Soares *et al.* (2020), for example, observed mean BOD values between 23-111 mg L⁻¹, in the different evaluation periods, while Fialho (2019) obtained 265 mg L⁻¹. De Oliveira *et al.* (2022) found mean values of 691 mg L⁻¹, which demonstrates this great variability of UFLA sewage characteristics.

According to Table 3, in many cases, there were no significant differences between the inlet and outlet of the CWs, indicating that the treatment was not effective. This can be explained by the low concentration of the analysed sewage, since the effluent used underwent some treatment stages. In addition, in a study (not yet published), it was demonstrated that the sewage from UFLA-WWTP is less concentrated (for the evaluated variables) than that from municipal treatment sewage plants in the city of Lavras (state of Minas Gerais), where the university is located.

a) pH and electrical conductivity

With the exception of CW 1 (for EC), the pH and EC values increased from the inlet to the outlet of the units. The expectation, however, was that the ion concentration would decrease as a function of plant extraction, as discussed by Fia *et al.* (2017). Matos *et al.* (2018) explained the increase in the values of the physical and chemical variables by the release of ions in solution, given the mineralization of the organic matter. Evapotranspiration can also contribute to an increase in electrical conductivity as observed by Beebe *et al.* (2014). According to the authors, with low removal efficiencies and water losses, the effluent remains in a higher concentration of ions.

b) Solids

There were no significant differences between the influent and effluent concentrations of total (TS) and volatile (VS) solids, indicating that there may be a counterbalance between physical (adsorption and filtration) and biological (microbial degradation) removals and the possible release of plant detritus (resulting from senescence). Throughout their development, plants can release plant solids and exudates (MATOS; MATOS, 2017; MATOS *et al.*, 2018), which may have a large influence on the effluent concentration of CWs fed wastewater with a

low concentration of organic matter and nutrients (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018; COSTA *et al.*, 2019; FU *et al.*, 2013).

Another factor that could reinforce this hypothesis is that the TS concentration increased on average by 36% at the outlet of the CWs after chlorination when the plants experienced greater stress (and could release more solids), while the influent concentration increased by 26% (showing a possible influence of Cl^- on the concentration of dissolved solids) in relation to the previous stage of chlorination treatment. Conversely, the increase in pH can be related to both the release of ions in solution and denitrification, which results in the consumption of H^+ (KADLEC; WALLACE, 2009). After passing through the SBAFs, nitrate is released, and considering that the HSSF-CW has a suitable environment for denitrification (VYMAZAL, 2007; MATOS, MATOS, 2021), the reduction of the nitric form to N_2 may have occurred.

According to Campos *et al.* (2020) and Souza *et al.* (2019), the sewage entering the WWTP-UFLA usually has TS concentrations higher than 900 mg L^{-1} (with 40 to 60% suspended solids), which decreases to 562 mg L^{-1} after the sewage passes through the UASB reactor. Based on these values, the efficiency of the SBAFs was approximately 19%, possibly with a large predominance of dissolved solids relative to TS, explaining the nonsignificant removals in the unit's operating as the tertiary treatment stage. In CWs used as secondary treatment (with or without the presence of anaerobic treatment), positive efficiencies that were higher than those reported in this study were observed by Prata *et al.* (2013) and Fia *et al.* (2015). These authors obtained efficiencies of 12.6 and 16.5%, respectively, with applied organic loads of $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

c) BOD and COD

For the same reason as that presented in the discussion of solids, the BOD and COD removals were low in the CWs and nonsignificant in CW 3, given the low concentrations of organic matter in the chlorination tank. As a basis for comparing the low efficiencies found, Avelar, Matos, and Matos (2019) obtained equivalent COD and BOD efficiency values in the ranges of 71.3–91.4% and 75.3–91.0%, respectively, in HSSF-CWs planted with *Mentha aquatica*, with influent concentrations of 248 and 416 mg L^{-1} of BOD and COD. The same observations were made in the studies of Soela *et al.* (2017), Costa *et al.* (2019), Ramos *et al.* (2017), Mendonça *et al.* (2015), Zurita *et al.* (2009), and Gikas and Tsihrantzis (2012), with different plant species and types of support media, treating different wastewaters, however

always with influent concentrations fed to the CWs higher than those reported in the present study.

d) Nutrients

Because the units operated as post-treatments after SBAFs, the CWs were expected to provide good nutrient removal efficiencies; however, as the concentrations were already low, the potential of the plants to extract ions could not be evaluated. Nevertheless, the P removal efficiencies were within the 40-60% range cited by Vymazal (2007), and part of the extraction was attributed to plant uptake and shoot removal (FIA *et al.*, 2020; TURNER; NEWMAN; NEWMAN, 2006). The remainder could be attributed to removal by sorption in the support medium, precipitation, and microbial incorporation (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

Compared with the literature, the P removal efficiencies were higher than those of Miranda *et al.* (2020) (20-39%) and Amorim *et al.* (2015) (20-30%) but lower than those of Lee *et al.* (2010) (47-59%) and Fia *et al.* (2017) (>70%) which is justified by factors such as the plant species, characteristics of the support medium, HRT, and influent concentration. In the units evaluated by Fia *et al.* (2017), for example, with an influent P concentration of 161 mg L⁻¹ and HRT of approximately 12.0 d, there was greater P availability and a longer time for absorption of this macronutrient by plants. At low retention times, other removal mechanisms, such as adsorption, sedimentation of organic P (assimilated by bacteria), and precipitation, may be more important (ARIAS, BRIZ, JOHASEN, 2003), causing a lack of significant differences between CWs, between plant species, and even from nonplanted units (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019).

The CWs showed non-significant removals of NO₃⁻ in two of the three CWs, possibly due to the low influent concentration of nitrate and organic matter, reducing denitrification rates, a route in which there is greater nitrogen loss in nitric form (RAMOS *et al.*, 2017). For comparison, Zurita *et al.* (2009) found removals equivalent to 47.7% using calla lily. Thus, the increase in pH observed from inlet to outlet in the CW-3 seems to be linked more to the release of ions (and/or evapotranspiration) than to the reduction of nitrate.

Of the units assessed, CW 2 was the only unit that showed significant removal of NO₃⁻; the values were within the range reported by Vymazal and Kropfelová (2008) and close to the values found by Fia *et al.* (2017), which, according to Liu *et al.* (2014), may be related to the

development of plant roots. In the rhizosphere, conditions are created that favour a richer and more developed microbial community, promoting greater nitrogen removal (CHEN *et al.*, 2016).

e) Sewer level effect

By presenting significant removal of nutrients (phosphorus and nitrate) and BOD (considering the comparison between input and output), it can be considered that CW 2 was the one that presented the best performance, even though there were no differences between the treatments by the Kruskal-Wallis test. This finding may have resulted from the fact that the efficiency analysis was based on concentration; however, it is known that in a planted system, there may be significant water losses; thus, the most suitable calculation of efficiency is based on load (BRASIL; MATOS, 2008; TUTTOLOMONDO *et al.*, 2016). Because the effluent flow rate was not evaluated, it was not possible to calculate the removed load. In addition to this approach in relation to the efficiency analysis, it is recommended to evaluate the variation in the effluent level during the adaptation period of plants in CWs treating more concentrated wastewaters to facilitate the observation of a more pronounced effect on the performance of the units.

The few studies found concerning the comparison of the performance of the units (efficiencies) and the level of wastewater refer to the saturation layer of the vertical units (V-CW). In the research by Santos *et al.* (2016), for example, the best results in nitrogen removal was observed in the highest saturation layer, which, however, is more linked to microbiology and denitrification potential than to plant development, similarly to Zhang *et al.* (2023). Vera-Puerto *et al.* (2021), in turn, did not find differences in the performance of V-CW with different depths of sewage sludge substrate, except for P, which was explained by the lower sorption capacity of the bed. Finally, Liu *et al.* (2018) observed better results at intermediate sewage levels in the V-CW. It is important to highlight that the works evaluated different configurations from those studied in the present work, and that the levels were maintained throughout the monitoring and not only in the acclimatization phase.

As the plant species is a factor of great influence on the performance of CWs, Table 4 was made to compare the efficiency of the units with those reported in the literature for the use of vetiver. Based on the results presented in the aforementioned table, it appears that, in addition to the differences in configurations, the low influent concentrations of CWs also affected the

performance of the evaluated units (CW1, CW2 and CW3) in terms of efficiency (in percentage).

Table 4: Performance comparison of HSSF-CWs grown with vetiver grass.

		References							
Variables ^{..}		CW1*	CW2*	CW3*	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
BOD	mg L ⁻¹	4.2	4.0	5.2	83.4	165	44.3	80	-
COD	mg L ⁻¹	21	21	21	84.6	-	-	78	-
TP	mg L ⁻¹	0.2	0.2	0.2	37.1	8.3	25.7	-	2.3
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0.09	0.07	0.08	-	73.4**	2.65	-	6.5**
TS	mg L ⁻¹	553	545	443	-	-	-	-	-
Wastewater		Tertiary Sewage	Tertiary Sewage	Tertiary Sewage	Raw sewage	Raw sewage with nutrient solution	Sewage from swine production	Raw sewage	Raw sewage
HRT	(d)	2.0	2.0	2.0	0.6-0.9	2	3.2	0.2-0.6	1.9-3.4
OLR	kg ha ⁻¹ d ⁻¹	5.18	5.18	5.18	350	100	105	1965.8	51***

(1) Where, OLR is organic load rate.– Jesus, Matos e Matos (2020); (2) Teixeira *et al.*, (2020a); (3) – Ramos *et al.*, (2017); (4) Nguyen *et al.*, (2023); (5) Ucker; Almeida; Kemerich (2012).

^{..} Final concentrations.

* Medians shown.

**Referred to Nitrogen concentration.

*** Surface application rate in L m⁻² d reference.

f) Temperature effect

One of the most important requirements in the regulation of biogeochemical processes in wetlands is temperature. An increase in this variable may lead to, for example, higher rates of microbial degradation, organic phosphorus mineralization, nitrification and denitrification, and nitrogen immobilization (REDDY, DELAUNE, 2008; SALIMI, ALMUKTAR, SCHOLZ, 2021). Thus, the period was divided into three phases, taking into account the seasons, corresponding to summer, autumn, and winter, respectively, to evaluate the effect of temperature on the efficiency of the units. It is known that a plant that has a greater nutrient extraction capacity, given the greater root growth, for example, can better resist stress conditions such as temperature (COCHAVI; COHEN; RACHMILEVITCH, 2020; CZABAN et al., 2023; GUO et al., 2023; WARAICH et al., 2012). Thus, if there are physiological responses of the plant in the acclimatization phase, there may be a more pronounced effect in the separation by season of the year.

According to the analysis carried out, there were no significant differences in pollutant removal between the different seasons evaluated. In addition, the effect of temperature on the performance of the units was not significant. Then, there were higher removal efficiencies of NO₃⁻ in CWs 1 and 2 and of P in CWs 1 and 3 in the months with the highest temperatures (Phase 1 - summer), but it is only numeric.

The removal of organic matter, on the other hand, did not show a pattern even in the hotter months. According to Varma *et al.* (2021), BOD removal is one of the processes least affected by temperature variations, although microbial metabolism may accelerate. According to Taylor *et al.* (2011), the use of plants may decrease the variation in efficiencies in different seasons, which may have occurred in the evaluated period. In addition, at higher temperatures, water losses are higher; thus, significant differences in the efficiencies calculated based on loads could have been observed, in contrast to that observed based on concentrations (BRASIL; MATOS, 2008). Finally, this finding can also be attributed to the release of plant detritus in solution, increasing the organic matter concentrations and reducing the differences between treatments (SALIMI, ALMUKTAR, SCHOLZ, 2021).

Garfi *et al.* (2012), for example, reported efficiencies of approximately 90% for BOD, TS and NH₄⁺ in the Mediterranean summer, while in the winter, these efficiencies were approximately 70%, demonstrating the effect of seasonality on the performance of CWs. The same observations were made by Józwiakowski *et al.* (2020), who reported lower efficiencies

in winter and spring, and Song *et al.* (2006), who observed reductions of approximately 10, 10, 40, and 20% for BOD, COD, NH_4^+ , and TP from fall-winter to spring-summer. Varma *et al.* (2021) emphasize that CWs in tropical regions have achieved efficiencies higher than those in cold regions or temperatures; however, the authors note that there are few studies in hot regions that evaluate the seasonality of temperatures, highlighting the importance of this type of evaluation. In the present study, the variation in efficiency was approximately 30 to 50%, suggesting the effect, among other factors, of temperature on pollutant removal as a function of microbial activity and plant development (KADLEC, REDDY, 2001; TUTTOLOMONDO *et al.*, 2016).

g) Evaluation by period between harvests

As previously discussed, plants have a greater capacity to extract nutrients and other compounds in the growth stage; therefore, periodic harvesting of the plant shoots is recommended (VON SPERLING, SEZERINO, 2018). Thus, the pollutant removal efficiency was divided into phases, which are related to the period between harvests of the plant shoots. To assist in data analysis, the date between the phases and the mean temperature corresponding to each phase are described in Table 5.

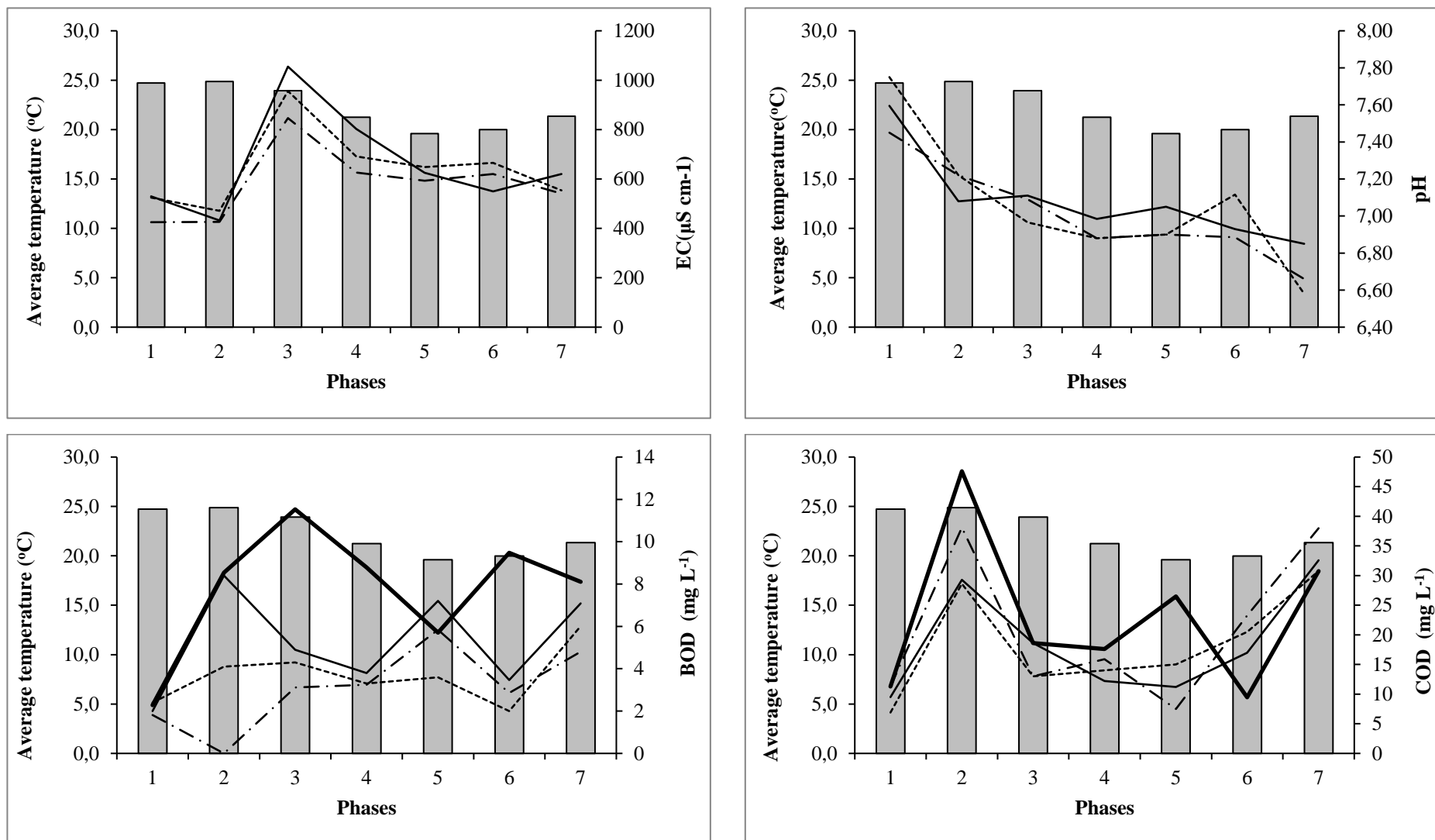
Table 5: Period corresponding to each phase and the corresponding average temperature.

Cut	Harvesting date	Average Temperature (°C)
1	01/07/2020 – 02/12/2020	24.7
2	02/12/2020 – 03/17/2021	24.9
3	03/17/2021 – 04/21/2021	23.9
4	04/21/2021 – 05/26/2021	21.2
5	05/26/2021 – 06/30/2021	19.6
6	06/30/2021 – 08/04/2021	20.0
7	08/04/2021 – 09/09/2021	21.3

Source: From the Author (2023).

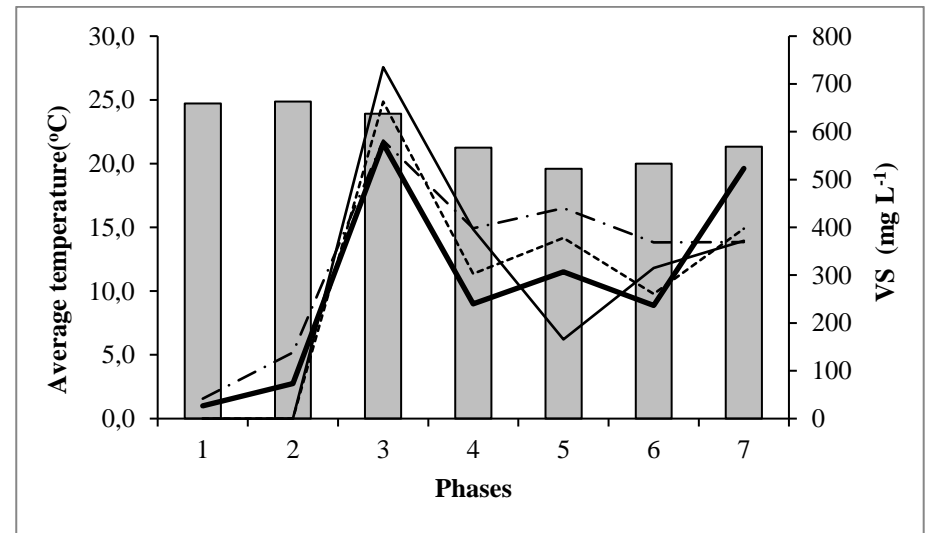
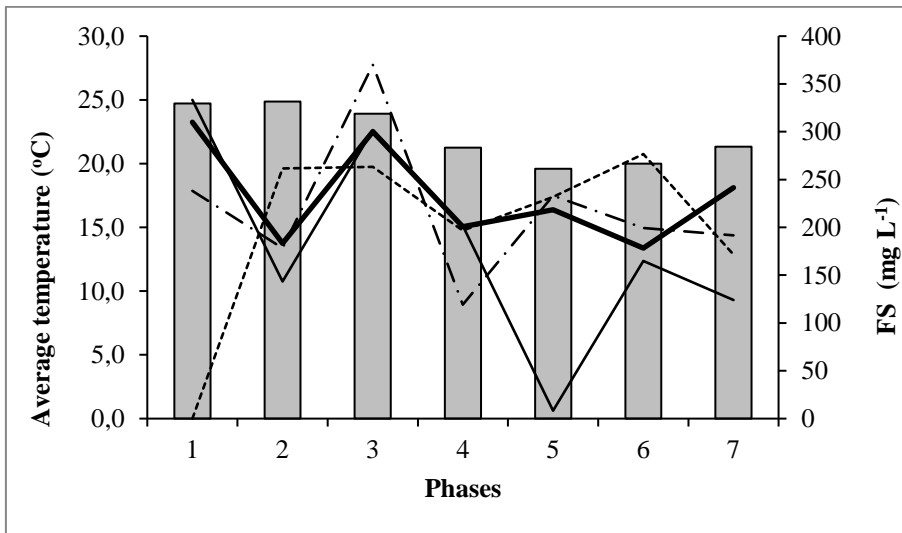
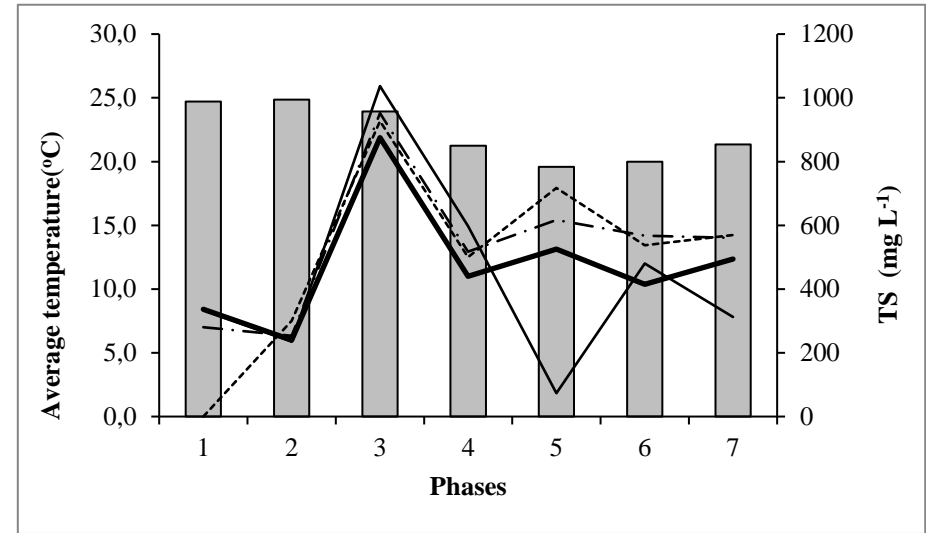
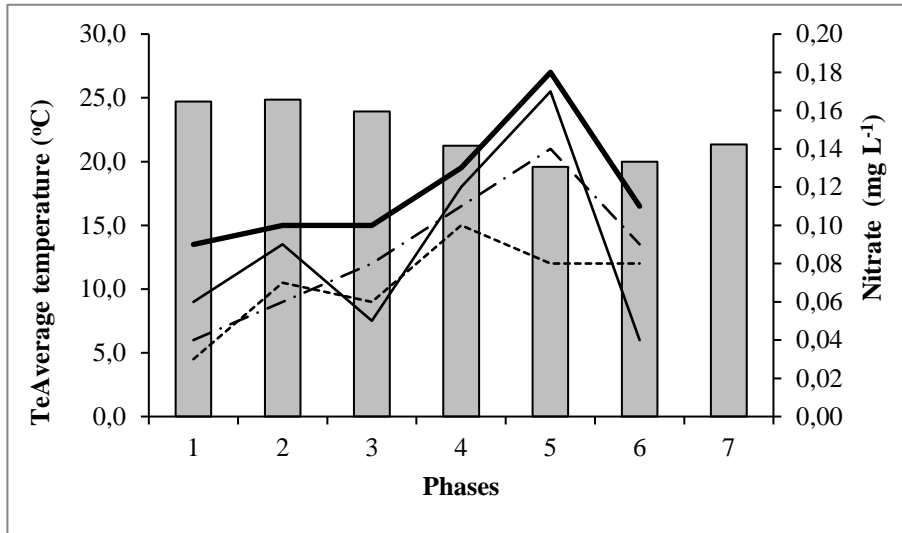
To assist in the data analysis, graphs of the analysed variables were generated, and these are presented in Figure 3.


Figure 3: Variations of the concentrations of the analyzed variables in the three CWs.



Footnote: Temperature Input CW 1 CW 2 CW 3

Figure 3: Graphs representing the variations of the concentrations of the variables analyzed in the three CWs.



Footnote:  Temperature — Input - - - CW 1 ····· CW 2 — CW 3

Based on the results, there was no significant effect from rainfall or the temperature during the monitoring period, and from the sewage level maintained in the acclimation phase of vetiver grass grown in CWs. Some hypotheses could explain the results: 1) Given the large availability of water, the plant does not need to use energy to perform phytoextraction and phytodegradation at higher rates, even if it has a longer root system; 2) after the beginning of the operation under similar conditions, the roots of the vetiver grass in the 3 CWs may have shown similar development, as observed by Chen, Zamorano, Ivanoff, (2013), in the comparison between some water depths; 3) higher pollutant concentrations could result in greater differences between treatments; 4) there was great variability in the sewage data from the WWTP-UFLA, which may have affected the statistical analysis; and 5) the efficiencies were calculated based on the concentration and not on the load. Hypothesis 2 is supported by the evaluation that indicated that the root system of the units reached the same depth (unpublished data – third chapter). Possibly, the acclimatization period between variations in sewage level may not have been conducive to allowing greater differences in root development between the evaluated CWs.

4. CONCLUSIONS

Based on the results, the following conclusions were drawn:

- The different operating conditions (variation in the sewage level) in the acclimation phase did not influence the performance of the monitored CWs.
- The low influent concentration, large variability in sewage characteristics, and plant growth after the acclimation phase may have reduced the differences between treatments, with no significant differences between the CWs.
- CW 2 (where the effluent level was lowered to 20 cm) was the most efficient treatment unit in terms of removing BOD and nutrients (the one that presented more variables with significant differences between input and output), although there were no significant differences in relation to the other CWs (lowered to 30 and 10 cm).
- The meteorological conditions did not significantly influence the performance of the CWs.
- Efficiency analyses should be performed based on the organic load and not only on the concentration, which can result in observations of significant differences between treatments.

REFERENCES

- ALEISSA, Y. M.; BAKSHI, B. R. Constructed Wetlands as Unit Operations in Chemical Process Design : Benefits and Simulation. **Computers and Chemical Engineering**, [s. l.], v. 153, p. 107454, 2021.
- AMORIM, F. *et al.* Capim-tifton 85 cultivado em sistema alagado construído com elevadas taxas de aplicação. **Engenharia na Agricultura**, v.23, n.3, p. 241-250, 2015.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p, 2012.
- ARIAS, C. A.; BRIX, H.; JOHANSEN, N.H. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 51-58, 2003.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T., MATOS, M. P. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n. 6, p. 1259-1266, 2019.
- BAI, X.; CHEN, X.; CHEN, K. Impact of water depth on root morphology of *Juncellus serotinus* (Cyperaceae). **Nordic Journal of Botany**, v.32, p.245–250, 2014.
- BEEBE, D. A. *et al.* Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 71, p. 394–400, 2014.
- BRASIL *et al.*, 2007. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.3, 307-315, 2007.
- BRASIL, CONSTITUIÇÃO (1998). **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984 (...). Brasília, DF: Diário Oficial da União [2020]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/14026.htm>. Acesso em: 28 març. 2021.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. DE. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.
- CAMPOS, L. B. *et al.* **Estimativa da produção e perdas de metano em reator UASB da ETE-UFLA por meio de diferentes modelos matemáticos**. Capítulo 18. In: SILVA, H. C. Demandas Essenciais para o Avanço da Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, p. 185-195, 2020.
- CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. Capim Vetiver: Produção de Mudanças e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. **Manual Técnico**, 18 p., 2013.
- CHEN, L. *et al.* Induced maize salt tolerance by rhizosphere inoculation of *Bacillus amyloliquefaciens* SQR9. **Physiologia plantarum**, v. 158, n. 1, p. 34-44, 2016.

CHENG, B. *et al.* Growth and Contaminant Removal Effects of Several Plants in Constructed Wetlands. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 51, Issue 3, 2009.

COHAVI, A.; COHEN, I. H.; RACHMILEVITCH, S. The role of different root orders in nutrient uptake. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 179, n. July, p. 104212, 2020.

COSTA, G. B. *et al.* Efeito de diferentes taxas de aeração na remoção de nitrogênio total e DQO em alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal aerados intermitentemente. **Hollos environment**, v.19, n.4, p. 672-687, 2019.

CHEN, H.; ZAMORANO, M. F.; IVANOFF, D. Effect of deep flooding on nutrients and non-structural carbohydrates of mature *Typha domingensis* and its post-flooding recovery. **Ecological engineering**, v. 53, p. 267-274, 2013.

CZABAN, W. *et al.* The enhancing effect of intercropping sugar beet with chicory on the deep root growth and nutrient uptake. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 347, n. September 2022, 2023.

FADANELLI, L. E. A. *et al.* Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 809–819, 2019.

FIA, F. R. L. *et al.* Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro – RJ, v.25, n.1, p. 79-86, 2020.

FIA, F. R. L. *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

FIA, F. R. L. *et al.* Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.10, n.3, p. 542-553, 2015.

FIALHO, D. E. S. **Caracterização do esgoto sanitário e avaliação da eficiência da ETE/UFLA na remoção de fármacos e desreguladores endócrinos**. 98 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais), Universidade Federal de Lavras, Lavras. (2019).

FU, G. *et al.* Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.60, p.393-398, 2013.

GARFÍ, M. *et al.* Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. **Science of the total environment**, v. 437, p. 61-67, 2012.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 337-343, 2012.

GUO, Y. *et al.* Increase in root density induced by coronatine improves maize drought resistance in North China. **Crop Journal**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 278–290, 2023.

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018.

HIRANO, Y. *et al.* Quantification of the contrasting root systems of *Pinus thunbergii* in soils with different groundwater levels in a coastal forest in Japan. **Plant and Soil**, v. 426, n. 1-2, p. 327-337, 2018.

HUSSER, A. Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe. **Weed Research**, v.49, n.5, p. 506-515, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa de Informações Básicas Municipais – Perfil dos Municípios Brasileiros – Gestão do saneamento básico – Abastecimento de água e esgotamento sanitário (2017)**. Disponível em:< <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101735.pdf>>. Acesso em 29 de junho, 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Mapas das Estações. Disponível em:<<https://mapas.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 12 dez. 2020.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/>>. Acesso em: 02 mai. 2022.

JESUS, F. L. F.; DE MATOS, A. T.; DE MATOS, M. P. Efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands cultivated with grasses of different root systems. **Water Science and Technology: Water Supply**, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 3318–3329, 2020.

JETHWA, K. B; BAJPAI, S. Role of plants in constructed wetlands (CWAS): a review. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences**, v. 2, p. 4-10, 2016.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, p. 131564, 2022.

JÓZWIAKOWSKI, K. *et al.* Technological reliability of pollutant removal in different seasons in one-stage constructed wetland system with horizontal flow operating in the moderate climate. **Separation and Purification Technology**, v. 238, p. 116439, 2020.

KADLEC, Robert H.; REDDY, K. R. Temperature effects in treatment wetlands. **Water environment research**, v. 73, n. 5, p. 543-557, 2001.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2a. ed. Florida: CRC Press, 1016p., 2009.

LEE, S., MANQUIZ, M.C., KIM, L.H. Characteristics of contaminants in water and sediment of a constructed wetland treating piggy wastewater effluent. **Journal of environmental sciences**, v. 22, n. 6, p. 940-945, 2010.

LIU, Y. *et al.* Enhanced rhizosphere colonization of beneficial *Bacillus amyloliquefaciens* SQR9 by pathogen infection. **FEMS microbiology letters**, v. 353, n. 1, p. 49-56, 2014.

LIU, G. *et al.* 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, p. 33286-33297, 2018.

MATOS, M. P. *et al.* Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.6, p. 1227-1237, 2018.

MATOS, M.P.; MATOS, A.T. **Capítulo 2: Importância do substrato poroso e atuação das macrófitas no desempenho dos wetlands construídos utilizados no tratamento de águas residuárias.** 40 p., 2021. In: SEZERINO, P.H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras. 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 175 p., 2021.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos. 1. ed. Viçosa: UFV, 371 p., 2017.

MENDONÇA, H. V. *et al.* Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n.2, p. 442-453, 2015.

MIRANDA, S. T. *et al.* Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positins of plant species. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.15, n.2, p. 01-13, 2020.

MORAIS, C.J. **Influência da profundidade do meio de suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim vetiver.** 2019. 95 p. Tese (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Curitiba- PR, 2019.

NGUYEN, M. K. *et al.* Application of vetiver grass (*Vetiveria Zizanioides* L.) for organic matter removal from contaminated surface water. **Bioresource Technology Reports**, [s. l.], v. 22, n. March, 2023.

NING, Y. *et al.* Adaptive Significance of and Factors Affecting Plasticity of Biomass Allocation and Rhizome Morphology: a Case Study of the Clonal Plant *Scirps planiculmis* (Cyperaceae). **Polish Journal of Ecology**, v. 62, n. 1, p. 77-88, 2014.

OLIVEIRA, M. L. *et al.* Effects of fertigation with raw sewage on the vegetative development of maize and beans. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 437–450, 2022.

OLIVEIRA, M. S. *et al.* Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 9, n. 3, p. 303-316, 2016.

PAVLINERI, N.; SKOULIKIDIS, N.T.; TSIHRINTZIS, V.A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, desing, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 308, p. 1120-1132, 2017.

PINO, F. A. A questão da não normalidade: Uma revisão. **Revista de economia agrícola**, v. 61, n. 2, p. 17-33, 2014.

PRATA, R.C.C. *et al.* Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.6, p.1144-1155, 2013..

RAMOS, N. F. S. *et al.* Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.1, p. 123-132, 2017.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. Biogeochemistry of wetlands: science and applications. **CRC press**, 2008.

REED, S.R.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, J.E. Natural Systems for Waste Management and Treatment. **McGraw-Hill**, 2a ed., New York, USA, 448p. 1995.

ROSSI, E. *et al.* Profundidade do lençol freático no cultivo de canola. **Holos Environment**, v. 6, p. 131-136, 2015.

SALIMI, S.; ALMUKTAR, S. AAAN; SCHOLZ, M. Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 286, p. 112160, 2021.

SEZERINO, P. H. *et al.* Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. **Revista Engenharia Construção Civil**, Curitiba - PR, v. 2, n.2, p. 1-10, 2015.

SEZERINO, P.H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras. 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 175 p., 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 28 abril, 2021.

SOARES, J. S. *et al.* **Características do esgoto sanitário gerado na UFPA antes e após início do isolamento social**. In: XXIX Congresso de Pós-Graduação, Anais.... Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2020.

SOELA, D. M. *et al.* Tratamento de água residuária de suinocultura em sistema alagado construído cultivado com *Helicônia-papagaio*. In: VI Congresso Latino – Americano em Agroecologia, Brasília – DF, 2017.

SONG, Z. *et al.* Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. **Ecological Engineering**. v. 26, p. 272–282, 2006.

SOUZA, G. R. Use of Coffee Capsules as Support Material in Upflow Anaerobic Fixed Bed Reactors. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 62, 2019.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science Technology**, v.44, n.11-12, pp.9-17, 2001.

TAYLOR, C.R. *et al.* Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. **Ecological Engineering**, v.37, n.5, p.703–710, 2011.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Estimativa da capacidade extratora dos capins vetiver e tifton em sistemas alagados construídos. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 21–30, 2020.

TURCIOS, A. E. *et al.* From natural habitats to successful application-Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. **Environmental and Experimental Botany**, v. 190, p. 104583, 2021.

TURNER, B. L.; NEWMAN, S.; NEWMAN, J. M. Organic phosphorus sequestration in subtropical treatment wetlands. **Environmental science & technology**, v.40, n.3, p. 727-733, 2006.

TUTTOLOMONDO, T. *et al.* Water balance and pollutant removal efficiency when considering evapotranspiration in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland in Western Sicily (Italy). **Ecological Engineering**, v. 87, p. 295-304, 2016.

UCKER, F.E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.7, n.3, p. 87-98, 2012.

VARMA, M. *et al.* A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature. **Science of The Total Environment**, p. 142540, 2020.

VERA-PUERTO, I. *et al.* Evaluation of bed depth reduction, media change, and partial saturation as combined strategies to modify in vertical treatment wetlands. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 9, p. 4842, 2021.

VON SPERLING, M. **Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands”- Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial-utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** In: BRASIL - Fundação Nacional da Saúde. 7º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. 1.ed. Brasília: Funasa, p. 81-108, 2013.

VON SPERLING, M.; MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, n. 1, p. 87-107, 2018.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

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.

VYMAZAL, J., KRÖPFELOVPA, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow. **Springer Science & business media**, v. 14, 2008.

WARAICH, E. A. *et al.* Alleviation of temperature stress by nutrient management in crop plants: A review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 221–244, 2012.

WU, Z. *et al.* Landscape ecological network construction controlling surface coal mining effect on landscape ecology: A case study of a mining city in semi-arid steppe. **Ecological Indicators**, v. 133, p. 108403, 2021.

YUAN, J. *et al.* Bacterial communities and enzymatic activities in the vegetation-activated sludge process (V-ASP) and related advantages by comparison with conventional constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 341–351, 2016.

ZHANG, J. *et al.* Root vertical spatial stress: A method for enhancing rhizosphere effect of plants in subsurface flow constructed wetland. **Environmental Research**, v. 231, p. 116083, 2023.

ZURITA, F.; ANDA, J.D.; BELMONT, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.35, n.5, p.861-869, 2009.

CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS E ANATÔMICAS DO CAPIM-VETIVER SUBMETIDO A DIFERENTES NÍVEIS DE ESGOTO NA FASE DE ACLIMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

RESUMO

Estratégias como a bioaugmentação e a adição de fitoestimuladores têm sido estudados para favorecer maior desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente, favorecer melhora no desempenho de Sistemas Alagados Construídos (SACs). Porém, são procedimentos que reduzem uma das principais vantagens do uso de SACs, que é a simplicidade operacional. Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar uma estratégia simples, que é o rebaixamento do nível de esgoto na fase de aclimatação em SACs de escoamento horizontal subsuperficial, visando estimular o crescimento radicular, o desenvolvimento vegetal e a capacidade extratora do capim-vetiver. As unidades foram alimentadas com água residuária proveniente do pós-tratamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) universitária, com um tempo de detenção hidráulica de 2,0 dias. O experimento foi conduzido em dois estágios de adaptação, nos quais a profundidade do efluente foi reduzida a cada ciclo quinzenal. No primeiro estágio, todas as unidades experimentais possuíam o mesmo nível de efluente (35, 33 e 30 cm, respectivamente). No segundo estágio, o nível do efluente nas unidades variou, sendo que no SAC 1 foi mantido em 30 cm, enquanto nos SACs 2 e 3 foi gradualmente diminuído para 20 cm e 10 cm, respectivamente. O acompanhamento ocorreu no período de janeiro a agosto de 2020, após o período de adaptação, quando todas os SACs operaram com a mesma profundidade de esgoto de 30 cm. Os resultados obtidos demonstraram que essa estratégia não resultou em um crescimento radicular distinto, uma vez que nas três unidades foram observados exemplares com raízes que alcançaram o fundo do tanque. No entanto, o maior rebaixamento do nível de esgoto resultou em um maior volume de raízes na unidade correspondente. Além disso, esse maior rebaixamento causou um estresse maior na unidade em questão, que acabou apresentando uma densidade de raízes maior, porém menor crescimento da parte aérea e capacidade extratora inferior em comparação com o SAC que teve um rebaixamento intermediário. Por fim, o rebaixamento do nível de esgoto não resultou em ganho ou perda dos teores de nutrientes na parte aérea e nas raízes das plantas.

Palavras-chave: *Chrysopogon zizanioides*. Fitorremediação. Tratamento de esgoto. Wetlands construídos. Crescimento radicular. Desenvolvimento vegetal.

ABSTRACT

Strategies such as bioaugmentation and the addition of phytostimulators have been studied to favor greater plant development and, consequently, favor improvement in the performance of constructed wetlands (CWs). However, these procedures reduce one of the main advantages of using CWs, which is operational simplicity. Thus, the objective of this study was to evaluate a simple strategy, which is the lowering of the sewage level during the acclimation phase in horizontal subsurface flow CWs, aiming to stimulate root growth, plant development and the extraction capacity of vetiver grass. The units were fed with wastewater from the post-treatment of a university wastewater treatment plant (WWTP), with a hydraulic detention time of 2.0 days. The experiment was conducted in two stages of adaptation, in which the depth of the effluent was reduced at each biweekly cycle. In the first stage, all experimental units had the same effluent level (35, 33 and 30 cm, respectively). In the second stage, the effluent level in the units varied, being that in CW-1 was kept at 30 cm, while in CWs 2 and 3 it was gradually reduced to 20 cm and 10 cm, respectively. The monitoring occurred in the period from January to August 2020, after the adaptation period, when all CWs operated with the same sewage depth of 30 cm. The results obtained showed that this strategy did not result in distinct root growth, since in all three units' specimens were observed with roots reaching the bottom of the tank. However, the greater lowering of the sewage level resulted in a greater volume of roots in the corresponding unit. Furthermore, this greater lowering caused greater stress on the unit in question, which ended up with a higher root density, but less aerial growth and a lower extracting capacity compared to the CW that had an intermediate lowering. Finally, the lowering of the sewage level did not result in gain or loss of nutrient contents in the aerial part and roots of the plants.

Keywords: *Chrysopogon zizanioides*. Phytoremediation. Sewage treatment. Constructed wetlands. Root growth. Plant development.

1. INTRODUÇÃO

Sistemas Alagados Construídos (SACs) são unidades de tratamento baseadas em regiões alagadas naturais, como brejos, pântanos, várzeas e charcos, com diferencial de inserção da tecnologia para aprimorar o processo de depuração de águas residuárias (ALEISSA; BAKSHI, 2021; FIA *et al.*, 2020; KADLEC, WALLACE, 2009). Dada à interação entre o meio suporte, plantas e microrganismos (AVELAR *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2015; JI; TANG; PEI, 2022; KADLEC, WALLACE, 2009), ocorrem mecanismos físicos, químicos e biológicos, o que permite alcançar boas eficiências de remoção de diferentes contaminantes de distintos efluentes (ZHANG *et al.*, 2022; DECEZARO *et al.*, 2021; HOTA *et al.*, 2023; MENDONÇA *et al.*, 2012).

A presença de plantas é, inclusive, uma característica que distingue os SACs de outros reatores de tratamento. Apesar de no passado, ter se questionado a importância da presença das espécies vegetais, atualmente ressalta-se a sua relevante contribuição. Pode-se citar como papéis da planta, a absorção de nutrientes; o favorecimento da remoção física (barreiras proporcionadas pelas raízes e rizomas); a introdução de oxigênio por meio do bombeamento; a influência na comunidade microbiana; a redução da contagem de patógenos (liberação de fitoalexinas); o retardamento do processo de colmatação, entre outros benefícios da presença de plantas (BERGIER *et al.*, 2021; HU *et al.*, 2021; TURCIOS *et al.*, 2021; WIESSNER *et al.*, 2005; KADLEC; WALLACE, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011; CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI *et al.*, 2017; MATOS, MATOS, 2021; AVELAR *et al.*, 2014).

A utilização de espécies vegetais também possui vantagens além de sua influência na depuração de águas residuárias, contribuindo no sequestro de carbono e, conseqüentemente, na redução da emissão dos gases de efeito estufa (e poluição do ar) (REHMAN *et al.*, 2023; YAO *et al.*, 2023; ZHANG *et al.*, 2022; MIN *et al.*, 2023; WANG *et al.*, 2022; ZHAO *et al.*, 2023). A biomassa gerada no tratamento de águas residuárias pode, por exemplo, ser utilizada na produção de energia (BANDARA *et al.*, 2022); na recuperação de nutrientes que podem ser reutilizados na alimentação animal (KURNIAWAN *et al.*, 2021; VIEGAS; GOUVEIA; GONÇALVES, 2021); em projetos de paisagismo (WU *et al.*, 2021); na compostagem para a geração de fertilizantes (VON SPERLING, SEZERINO, 2018; LOPES *et al.*, 2020); na aplicação na indústria cosmética (CHAVES, ANDRADE, 2013), dentre outros.

Porém, para que se tenha maximização dos benefícios proporcionados pelas plantas, deve-se escolher culturas resistentes e com boa capacidade de adaptação a um ambiente alagado

e de elevada condutividade elétrica; que apresenta rápido crescimento vegetal; que tenha boa capacidade de fitorremediação; e que apresente interesse comercial/aproveitamento da biomassa vegetal gerada (MATOS; MATOS, 2021). Também é preciso dar condições favoráveis para o bom desenvolvimento e extração de contaminantes pelas plantas, realizando o frequente corte da parte aérea (a planta absorve mais nutrientes em sua fase de crescimento); fazendo a retirada de espécies invasoras, diminuindo a competição (KELLER; MASOODI; SHACKLETON, 2018; RAHMAN *et al.*, 2022); utilizar a densidade de indivíduos adequada; aplicar cargas compatíveis com a capacidade de absorção e proporcionar TDH suficiente; e, por fim, pode-se utilizar de estratégias operacionais para que haja maior desenvolvimento da cultura ou maximizar sua capacidade de fitorremediação (YATAWARA, 2021; MOHAMMED; MUTAR; AL-BALDAWI, 2021; RAHMAN *et al.*, 2022).

Yadav *et al.* (2021), por exemplo, inocularam microrganismos para proporcionar sinergia com plantas na remoção de contaminantes farmacêuticos. Bioaugmentação também foi a técnica que Tondera *et al.* (2021) investigaram e fizeram um compilado de outros artigos com essa temática, podendo-se citar ainda os trabalhos de Ismail *et al.* (2020), Wang *et al.* (2020) e Hussain *et al.* (2018). Outros autores empregaram hormônios e substâncias que induzem o crescimento vegetal (ARAÚJO *et al.*, 2018; CABELLO-CONEJO; PRIETO-FERNÁNDEZ; KIDD, 2014), tais como utilizados ou indicados por Tondera *et al.* (2021) e Stegelmeier *et al.* (2022).

Já Kasak *et al.* (2018) e Calheiros; Rangel; Castro (2008) sugerem a substituição ou modificação dos substratos comumente utilizados em SACs, para proporcionar maior desenvolvimento das culturas utilizadas. Há ainda a possibilidade de regulação do pH (FONSECA *et al.*, 2005), uso do consórcio de espécies vegetais (ABOU-KANDIL *et al.*, 2021; RODRIGUEZ; BRISSON, 2016); a magnetização da água residuária, a qual pode vir a proporcionar a facilitação na absorção de água e nutrientes (ALI *et al.*, 2014; ABEDINPOUR, ROHANI, 2017). Contudo, algumas dessas estratégias, no entanto, podem inviabilizar uma das principais vantagens dos SACs, que é a simplicidade operacional.

Sabe-se que o estímulo ao crescimento pode proporcionar maior resistência das plantas e aumentar a capacidade de extração das culturas (ABBASI *et al.*, 2021; ASGHARI; KHADEMIAN; SEDAGHATI, 2020; BEGUM; JAYAWARDANA, 2023). Ao mesmo tempo, tem-se o conhecimento que há espécies vegetais que acabam tendo maior desenvolvimento radicular em meios onde à fonte de água e nutrientes está em maior profundidade (NING *et al.*,

2014; HIRANO *et al.*, 2018). Alcançando essa condição em SACs (de maior crescimento radicular), pode-se proporcionar ganho de eficiência e a possibilidade de uso de unidades mais profundas, reduzindo a demanda de área superficial, uma das principais desvantagens da utilização dessas unidades de tratamento (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995; TANNER, 2001; BRASIL *et al.*, 2007).

Dentre as várias espécies já utilizadas em SACs, uma se destaca em relação ao potencial de crescimento radicular, que é o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (COMPAORE; DUMOULIN; ROUSSEAU, 2020; UCKER; ALMEIDA; KEMERICH, 2012). Estudos apontam que as raízes podem vir alcançar até 5,0 m de comprimento (CHAVES, ANDRADE, 2013), apesar de que nos experimentos já realizados, essas estruturas vegetais não alcançaram nem o fundo de tanques de 0,2 a 0,6 m (RAMOS *et al.*, 2017; MORAIS, 2019). Possivelmente, essa condição é encontrada dada à grande disponibilidade de água e nutrientes em um sistema continuamente alimentado com águas residuárias. Dessa forma, a adoção de estratégias operacionais, como a variação do nível de efluente e da disponibilidade de nutrientes nos SACs, poderia vir a estimular o crescimento radicular da espécie vegetal cultivada, melhorando o desempenho da unidade e diminuindo sua demanda de área. Assim, o sucesso dessa técnica simples, ainda não testada em SACs, pode trazer benefícios para o desempenho das unidades.

Com isso, a realização desse trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento vegetal (parte aérea e raízes) do capim-vetiver cultivado em três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) em escala piloto, submetidos a diferentes níveis de efluente nos reatores durante a fase de aclimação, bem como analisar o potencial de aproveitamento e recuperação de recursos gerados nessas unidades de tratamento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição das unidades

O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), localizada no campus da instituição, sob Latitude: -21° 13' 43" S e Longitude: -44° 59' 22" W. A ETE-UFLA possui um sistema composto por três estações elevatórias (atualmente duas em operação), um sistema de gradeamento (composto por placas perfuradas e calha Parshall), uma caixa de gordura, seis reatores UASB, seis Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), quatro filtros de areia, um tanque de cloração, um tanque equipado com lâmpadas UV e um medidor Parshall com sensor ultrassônico (para medição da vazão

efluente à ETE). Durante a maior parte do período experimental, a cloração do esgoto não foi realizada, sendo iniciada apenas em 16/03/2020 (cinco meses após o início do experimento) com a adição de hipoclorito de sódio. Essa mudança teve impactos no crescimento do capim cultivado nas unidades experimentais, com subdesenvolvimento e amarelecimento das folhas.

Os três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) utilizados foram denominados SAC 1, SAC 2 e SAC 3, os quais foram confeccionados com vidros temperados com espessura de 8 milímetros, nas dimensões de 0,60 m de comprimento x 0,40 m de altura x 0,25 m de largura, perfazendo volume total de 60 L (cada) e área superficial de 0,15 m². A escolha pela utilização de tanques de vidro justificou-se pela finalidade de se tentar visualizar o crescimento das raízes no interior dos SACs. Porém, ao empregar um material transparente à incidência solar, havia riscos de proliferação de algas, razão pela qual foram colocadas placas de isopor removíveis nas laterais das unidades.

Para o preenchimento dos tanques até a altura de 0,33 m, foi utilizado seixo de dolomita rolada branca, #1, com granulometria entre 2 e 4 cm e porosidade de 0,38 m³ m⁻³. O emprego dessa mídia também esteve relacionado com o objetivo de se visualizar o crescimento de raízes no interior dos tanques de vidro, ao menos no início, antes da formação de biofilme na superfície do material. Esperava-se que a escolha desses materiais, somados à utilização do esgoto proveniente do tratamento biológico (como será descrito a seguir), de menor turbidez, propiciasse a avaliação visual de resultados da estratégia adotada.

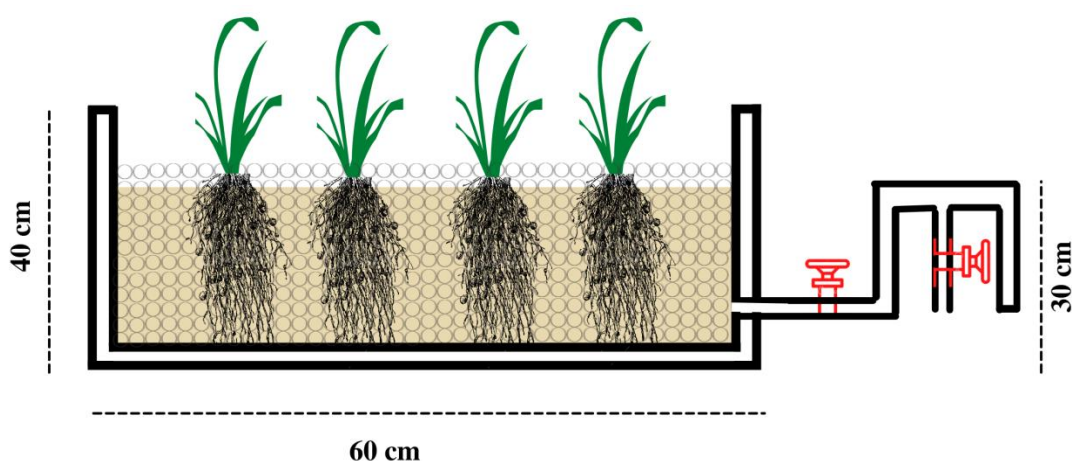
As tubulações de entrada e saída de efluente foram colocadas a 0,35 m e em 0,04 m, respectivamente, em relação ao fundo do tanque. A tubulação de saída contou com registros para controlar a altura da lâmina da água residuária durante o período de aclimação e uma estrutura baseada na teoria dos vasos comunicantes, conforme a Lei de Stevin, estando a uma altura de 0,30 m.

As mudas de capim-vetiver foram plantadas nos SACs com espaçamento de 12 cm entre cada uma, totalizando 4 mudas por tanque, conforme recomendado por Jethwa e Bajpai (2016). A escolha do capim-vetiver se deu devido ao seu grande potencial de crescimento radicular (CHAVES, ANDRADE, 2013), o que poderia favorecer a visualização do efeito das condições impostas no período de aclimação da cultura.

Para a alimentação dos SACs, foi utilizada uma bomba d'água periférica, que possui sucção de até 8 m de profundidade, a qual foi instalada no tanque com lâmpadas ultravioletas

(UV) da ETE-UFLA. A água residuária bombeada foi destinada para uma bombona de capacidade de 200 litros, com uma perfuração a 15 cm em relação ao seu fundo. Desse orifício derivaram 3 torneiras instaladas paralelamente, de forma que cada uma alimentasse um SAC por meio da utilização de mangueiras de meia polegada. Assim, as unidades funcionaram como etapa terciária do tratamento de esgoto, que é quando os nutrientes se apresentam em formas mais disponíveis (inorgânicas) à absorção pelas plantas e poderiam proporcionar maior desenvolvimento vegetal (inclusive radicular). Na Figura 1, é apresentado um croqui de como as unidades foram construídas.

Figura 1: Croqui das unidades experimentais construídas para simulação dos SACs-EHSS.



Fonte: Do Autor (2023).

2.2. Condições estabelecidas no período de aclimação

No período de aclimação do capim-vetiver, as condições operacionais variaram conforme descrito na Tabela 1. Essa fase possui grande importância na operação dessas unidades, pois propicia a adaptação das espécies vegetais, especialmente as não originárias de áreas alagadas, a um ambiente alimentado com águas residuárias (elevada concentração de íons) (LI *et al.*, 2023a). Inicialmente, os SACs foram mantidos com a mesma lâmina de esgoto (sem diluição) para que as mudas pudessem se adaptar primeiro com uma altura de 35 cm, depois de 33 cm e por fim de 30 cm, que é a lâmina que os SACs operaram após o período de aclimação. Ao final desta etapa, ocorreu o primeiro corte da parte da área.

Na segunda fase do período de aclimação, os tanques diferenciaram-se em relação à altura da lâmina, com objetivo de avaliar a influência do nível d'água no crescimento das raízes

(Tabela 1). O SAC 1 permaneceu com a altura de efluente de 30 cm durante toda essa etapa enquanto que, após, 15 dias do início, o SAC 2 teve a lâmina reduzida para 20 cm. No SAC 3 o nível d'água foi reduzido progressivamente (de 10 em 10 cm), a cada ciclo quinzenal, até chegar em 10 cm. Ao final dessa segunda fase de adaptação, foi realizado um novo corte da parte aérea. Os procedimentos descritos foram realizados no intuito de possibilitar a observação do comportamento das raízes do capim-vetiver diante do estresse provocado.

Tabela 1. Condições às quais o capim-vetiver cultivado nos SACs foi submetido durante as fases de aclimação (2) e monitoramento (1).

Período (d) ¹	Fases da aclimação	Altura da lâmina do efluente em relação ao fundo do SAC (m)		
		SAC 1	SAC 2	SAC 3
0-15	Fase 1 da aclimação	0,35	0,35	0,35
15-30	Fase 1 da aclimação	0,33	0,33	0,33
30-37	Fase 1 da aclimação	0,30	0,30	0,30
37-52	Fase 2 da aclimação	0,30	0,20	0,20
52-67	Fase 2 da aclimação	0,30	0,20	0,10
67-333	Monitoramento	0,30	0,30	0,30

¹ Dias transcorridos após ao início do experimento.

Fonte: Do Autor (2023).

Após o período de aclimação (Tabela 1), cada SAC recebeu esgoto continuamente, por meio da utilização de gotejadores, com uma vazão de 6 mL por minuto ou 8 L por dia, resultando em um tempo de detenção hidráulica (TDH) em torno de 2,0 d. Considerando a concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de Demanda Química de Oxigênio (DQO) média do esgoto após tanque de cloração, as unidades operaram com carga orgânica superficial de 5,18 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e 14,4 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO.

2.3. Produção vegetal e teores nutricionais da parte aérea do capim cultivado em SACs

2.3.1. Produtividade

Após a etapa de aclimação, o experimento entrou na fase de monitoramento, com todos os três SACs-EHSS operando de forma semelhante, sendo mantido o nível de esgoto em 30 cm durante os dez meses de avaliação. Dessa forma, avaliou-se as diferenças de operação na fase de aclimação interferiram no desempenho das unidades (AZARA *et al.*, s.d.), além de influenciar em aspectos fisiológicos e nutricionais do capim-vetiver (avaliação do presente trabalho).

Durante o período de monitoramento da eficiência de remoção de poluentes das unidades, os cortes foram realizados a cada 35 dias, aproximadamente, totalizando 10 remoções de parte aérea. A biomassa coletada foi direcionada para a quantificação da produtividade de massa verde (PMV) e produtividade de massa seca (PM), havendo secagem da parte vegetal por 72 h em uma estufa de circulação forçada a 65° C. Esse procedimento foi realizado no Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento da Engenharia Ambiental da UFLA. A produtividade (Prod) foi calculada com base na Equação 1.

$$\text{Prod} = \frac{(\text{massa seca do capim-vetiver (kg)})}{(\text{intervalo entre um corte e outro (d)}) \times (\text{área superficial (m}^2\text{)})} \quad (\text{Eq. 1})$$

2.3.2. Macro e micronutrientes

Para mensurar os teores de macro e micronutrientes presentes na parte aérea do capim-vetiver, as amostras do primeiro e segundo cortes das estruturas vegetais foram direcionadas para o Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química, enquanto as demais seguiram para o Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Ciências do Solo, ambos situados na UFLA. Os nutrientes analisados foram: Nitrogênio (N), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg), Enxofre (S), Boro (B), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Ferro (Fe). Os teores desses macro e micronutrientes (T) na parte aérea foram obtidos utilizando a Equação 2:

$$T = \frac{\text{massa do elemento químico (g ou mg)}}{\text{massa seca do capim-vetiver (kg)}} \quad (\text{Eq. 2})$$

De forma a inferir sobre o papel das plantas na remoção de nutrientes, calculou-se a capacidade de extração (E) pela multiplicação da produtividade pelo teor de nutrientes, conforme a Equação 3:

$$E = P * T \quad (\text{Eq. 3})$$

2.3.3. Teor de proteínas, cinzas e carboidratos

Para avaliação do aproveitamento da biomassa vegetal foi utilizada a Equação 4, citada em Matos *et al.* (2010), de forma a converter os teores de N em teores de proteína bruta (PB). Esses valores estimados na parte aérea do capim-vetiver foram comparados com os padrões estabelecidos pela National Research Council (NRC) (1996) para fins de alimentação animal. Essa também foi a referência utilizada para comparação do teor nutricional (nutrientes, carboidratos e proteínas) quantificados na planta.

$$\text{Proteína Bruta} = \text{Teor médio de Nitrogênio (dag kg}^{-1}\text{)} \times 6,25 \quad (\text{Eq. 4})$$

De forma semelhante, o teor nutricional foi avaliado quanto a possibilidade de se fazer a destinação da biomassa vegetal para adubação verde, comparando com os valores máximos estabelecidos pela Instrução Normativa Secretário de Defesa Agropecuária n° 7 de abril de 2016 e a CONAMA 498/2020 (de lodo de esgoto) e também para a produção de fertilizantes orgânicos, atendendo o mínimo recomendado pela Instrução Normativa n° 25 de 23 de julho de 2009.

A avaliação do teor de cinzas permite inferir sobre a presença de minerais em alimentos (EDILTON *et al.*, 2006), podendo ser uma informação importante para decisão sobre a forma de aproveitamento da biomassa produzida em SACs. Assim, para a determinação dessa variável, utilizou-se o método descrito em EN 14775:2009 e EN 14771-1:2009. Inicialmente, realizou-se a secagem de cerca de 5 gramas da parte aérea vegetal em estufa de circulação forçada a 105°C até atingir massa constante. Após a realização desse procedimento, os cadinhos foram levados para a mufla, ficando submetidos a uma temperatura de 550 °C durante um período de 3 horas. Em seguida, os recipientes contendo amostras foram retirados, resfriados a

temperatura ambiente, dentro de um dessecador, e pesados, obtendo, dessa forma, os teores de cinzas e de sólidos voláteis.

Os teores de carboidratos presentes na biomassa, informação relativa à reserva de energia na planta (ROSALEM; MARTINS; CAMARGOS, 2022), foram determinados a partir da hidrólise ácida quantitativa (HOEBLER *et al.*, 1989), seguida pelo método fenol-sulfúrico (DUBOIS *et al.*, 1956). As amostras foram lidas no espectrofotômetro em um comprimento de onda de 490 nm e, para a obtenção dos valores, construiu-se uma curva de calibração com concentrações entre 10 a 100 mg L⁻¹ de glicose.

2.4. Desenvolvimento e crescimento radicular e da parte aérea

A medição da altura da parte aérea vegetal dos SACs foi realizada a cada 7 dias, com a utilização de uma trena, considerando a folha que apresentasse o maior crescimento dentro da unidade de tratamento. A aferição do comprimento radicular do capim-vetiver, por sua vez, foi realizada três vezes por semana, procedimento que implicava em retirada das placas de isopor durante as medições, fazendo a avaliação pelo vidro temperado das unidades de tratamento.

Uma avaliação mais precisa da extensão radicular foi possível ao final do experimento, com a desmontagem das estruturas. Com emprego de uma trena, inferiu-se sobre possíveis diferenças no comprimento das raízes entre os SACs, em decorrência das diferentes alturas de lâminas de esgoto impostas na fase de aclimação. Posteriormente, as raízes removidas das unidades foram encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água, no Departamento de Engenharia Ambiental – UFLA, com o objetivo de obter o peso das raízes utilizando uma balança com precisão de 0,01 g, além de também serem determinados os volumes das mesmas, colocando-as em um recipiente graduado, contendo um volume de água conhecido. A diferença nas medições no recipiente, pela introdução das raízes, foi considerada o equivalente ao volume da água ocupado pelas raízes (princípio de Arquimedes) (TEIXEIRA *et al.*, 2018). Para não incorrer em hidratação das raízes, o que poderia interferir na obtenção do volume, o método foi avaliado em curto período de tempo (no máximo 15 segundos), com rápida remoção das estruturas vegetais do recipiente contendo líquido.

Subsequentemente, as raízes foram colocadas em uma estufa de circulação forçada a 65°C, até atingir massa seca constante. Em seguida, essas amostras foram destinadas para o Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Ciências do Solo – UFLA, com o

objetivo de quantificar os teores de macro e micronutrientes presentes nas raízes. Após a realização dessa análise, também foi mensurado os teores de carboidratos, cinzas e teor de água, relacionando-os com os mesmos valores obtidos na biomassa gerada na parte aérea.

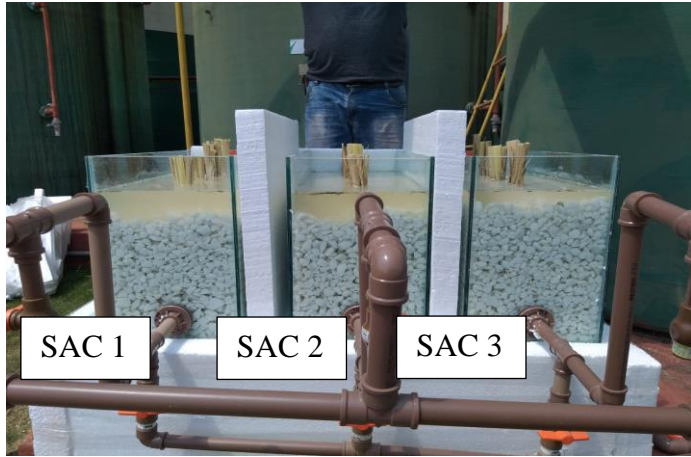
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Crescimento aéreo do capim-vetiver

Na Figura 2, estão apresentadas algumas fotos do crescimento da planta durante a realização do experimento, no período de aclimação, monitoramento e após o início da etapa de cloração. Observou-se que após a adição de hipoclorito de sódio (início da cloração na ETE-UFLA) ao esgoto que alimentava as unidades, houve alteração na coloração do capim-vetiver (Fotos dos cortes 5 – 10). Também é possível visualizar que no SAC 3, com maior rebaixamento do nível de líquido, um maior número de raízes cresceu até a parte inferior do tanque. Dessa forma, verifica-se que a estratégia operacional surtiu efeito no desenvolvimento radicular (Figura 3), pelo menos na fase de aclimação, ainda que não tenha resultado em ganho no desempenho (AZARA *et al.*, s.d).

Figura 2: Crescimento do capim-vetiver durante a fase de realização do experimento.

Início



1º corte: 63 dias após o início do experimento.



2º corte: 105 dias após o início do experimento.



3º corte: 141 dias após o início do experimento.



4º corte: 175 dias após o início do experimento.



5º corte: 210 dias após o início do experimento.



Figura 2: Crescimento do capim-vetiver durante a fase de realização do experimento (continuação).

6º corte: 245 dias após o início do experimento.



7º corte: 280 dias após o início do experimento.



8º corte: 315 dias após o início do experimento.

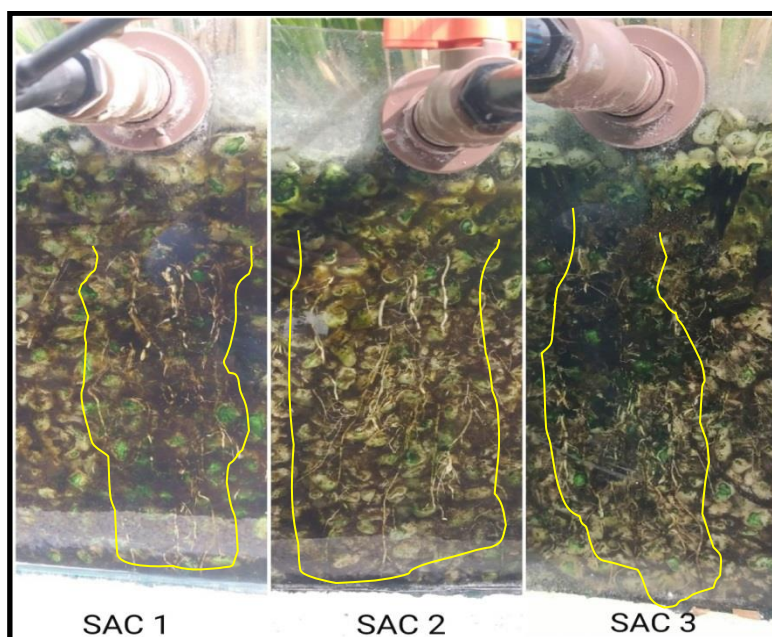


9º corte: 351 dias após o início do experimento.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 3: Raízes do capim-vetiver cultivado nos três sistemas alagados construídos.



Em destaque em amarelo a delimitação do alcance horizontal e vertical das raízes.

Fonte: Do Autor (2020).

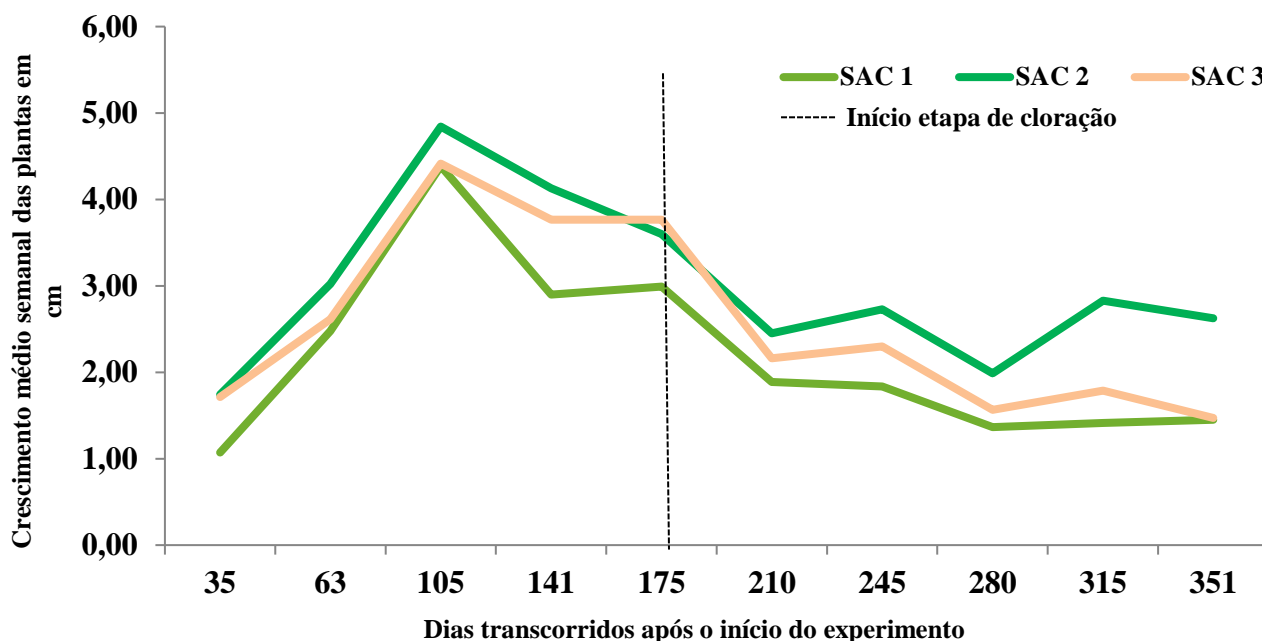
Na Tabela 2 e Figura 4 estão apresentadas, respectivamente, a altura média das plantas presentes em cada unidade de tratamento e o crescimento médio semanal, tendo intervalo de cortes da parte aérea das plantas em períodos em torno de 35 dias, realizando a medição da parte aérea sempre antes do corte.

Tabela 2: Alturas médias da parte aérea do capim-vetiver cultivado nos SACs (imediatamente antes dos cortes).

Dias transcorridos após o início do experimento	Altura média da parte aérea do capim-vetiver (cm) *		
	SAC 1	SAC 2	SAC 3
63	86,63	105,75	91,50
105	153,50	169,50	154,50
141	101,50	144,50	131,75
175	104,75	126,00	131,75
210	66,13	85,75	75,63
245	64,25	95,50	80,50
280	47,75	69,63	54,75
315	49,50	99,02	62,63
351	50,75	91,88	51,50

Fonte: Do Autor (2023).

Figura 4: Taxa de crescimento médio semanal do capim-vetiver cultivado nos SACs em um período de 35 dias, aproximadamente.



Fonte: Do Autor (2023).

Observou-se que o SAC 1 foi o que apresentou menor crescimento da parte aérea do capim-vetiver (Tabela 2), enquanto o SAC 2 foi a unidade que apresentou o maior crescimento vertical, sendo essa condição observada em oito dos nove cortes realizados. Isso indica um possível efeito da variação da lâmina de efluente no sistema na fase de crescimento inicial.

Até março, a altura média do capim esteve acima de 100 cm, enquanto que após o início da cloração na ETE-UFLA (especificamente no dia 16/03/2020), observou-se uma redução de crescimento na parte aérea do capim-vetiver (vide Figura 4). O cloro é um micronutriente essencial para as culturas, porém, quando presente em concentrações elevadas, o que pode ocorrer em efluentes desinfetados quimicamente, pode tornar-se tóxico para algumas culturas, resultando em prejuízo no desenvolvimento vegetativo. Pode-se citar como efeitos, o amarelecimento prematuro, necrose das margens vegetais e a abscisão das folhas (AYERS; WESTCOST, 1991; MALAVOLTA, VITTI, OLIVEIRA, 1997; CHEN *et al.*, 2010; FARGASOVÁ, 2017; LONIGRO; MONTEMURRO; LAERA, 2017; PRADO *et al.*, 2004). A senescência das plantas pode resultar em maior risco de colmatção e redução do desempenho dos SACs, sobretudo na remoção de sólidos, o que foi observado em Azara *et al.* (s.d).

Segundo Xu *et al.* (2000) e White e Broadley (2001), concentrações entre 4 e 7 mg L⁻¹ são tóxicas para espécies sensíveis, enquanto que algumas plantas toleram concentrações de até 15 à 50 mg L⁻¹. Segundo informações presentes em Davis (2017), são utilizadas concentrações 5-20 mg L⁻¹ de cloro para o pós-tratamento de filtros, podendo, portanto, afetar tanto as culturas mais sensíveis quanto algumas mais resistentes.

O capim-vetiver é considerado uma espécie de crescimento rápido, podendo atingir de 150 a 200 cm de altura (CHAVES e ANDRADE, 2013), potencial não alcançado nos SACs avaliados. Alguns fatores podem ter contribuído para isso, como as pequenas dimensões das unidades avaliadas, o espaçamento entre as plantas e o intervalo considerado entre os cortes da parte aérea (HERNÁNDEZ; GALINDO-ZETINA; JUAN CARLOS, 2018; JESUS, 2016; KLER; WEISBACH; WEINER, 2013; PANRARE; TONDEE; SOHSALAM, 2016). Ademais, ressalta-se que a água residuária já apresentava menores teores de nutrientes, dado o tratamento terciário, restando apenas íons de difícil remoção e que são pouco aproveitados pelas culturas (WESTERN CONSORTIUM FOR PUBLIC HEALTH, 1992).

A altura da parte aérea do SAC 2, no entanto, foi superior a muitos estudos que avaliaram o crescimento do capim em seu habitat natural (terrestre). Abraão *et al.* (2019), por exemplo, observaram crescimento aéreo do capim-vetiver de 72 e 63 cm, respectivamente, em solos franco argiloso e argiloso. Utilizando rejeitos da barragem do Fundão em Mariana – MG, Marinho, Balieiro e Tavares (2017) obtiveram altura máxima de 80 cm, durante 56 dias de cultivo do capim-vetiver (período maior que o intervalo de cortes da parte aérea), e esse baixo crescimento pode ser justificado em função da toxicidade causada pelos elevados teores de alumínio no rejeito.

Vieira *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2019), por sua vez, obtiveram crescimento vertical do capim-vetiver de 180 e 169 cm, respectivamente, ambos cultivados em solo. No trabalho de Vieira *et al.* (2018), as mudas de capim-vetiver tiveram aplicação de esterco curtido com o objetivo de controlar a erosão hídrica em superfície e também de forma a proporcionar um maior estímulo da revegetação. No trabalho de Lima *et al.* (2019), as mudas foram submetidas a aplicação de óleo de motor de automóveis, criando uma condição de contaminação no solo e com isso, avaliando a capacidade de fitorremediação do capim-vetiver e capim marandu. Os trabalhos citados anteriormente apresentaram um período entre cortes e de adaptação superior ao realizado no presente estudo, com 180 dias de adaptação (VIEIRA *et al.*, 2018) e corte após 42 dias (LIMA *et al.*, 2019).

Um maior período sem cortes também resultou em maior crescimento vertical do capim-vetiver no trabalho de Milani *et al.* (2019). Os autores obtiveram altura de 250 cm do capim-vetiver após 7 meses de operação, período no qual não foi realizado nenhum corte da parte aérea. No entanto, ressalta-se que nessa condição o desempenho dos SACs tende a diminuir, pois a planta absorve mais nutrientes na fase de crescimento e, após o período de desenvolvimento acelerado, as plantas pouco contribuem e às vezes até disponibilizam poluentes na água residuária, reduzindo a eficiência de remoção (KADLEC, WALLACE, 2009). Dessa forma, esse não é um procedimento recomendável na operação de unidades plantadas empregadas no tratamento de águas residuárias.

Os valores obtidos no presente estudo e as comparações feitas demonstram que após a adaptação do capim-vetiver às condições alagadas, possivelmente pelo desenvolvimento das estruturas do aerênquima, esse passa a apresentar maior capacidade de crescimento, pois há, normalmente, grande disponibilidade de nutrientes no esgoto (SOUZA *et al.*, 2015; SOSSAI *et al.*, 2016; MURRAY; RAY, 2010). Comparando com outros experimentos realizados em SACs-EHSS, verifica-se que a espécie vegetal cultivada nos SACs do presente trabalho, também apresentou elevado crescimento da parte aérea quando comparado com o obtido por Morais (2019). O autor também avaliou o desenvolvimento do capim-vetiver, o qual obteve crescimento de $0,57 \text{ cm d}^{-1}$, enquanto no presente trabalho o valor médio de crescimento diário foi de 2,27 cm.

Mesma observação pode ser feita em relação à comparação com outras espécies cultivadas em SACs-EHSS, como em Matos *et al.* (2013), que obtiveram altura máxima de 50 cm do lírio amarelo (*Iris pseudacorus*), após 7 meses de cultivo e em Pelissari *et al.*, (2019), experimento no qual a taboa (*Typha domingensis*) atingiu crescimento de 83 cm (após 30 dias de cultivo). Ressalta-se que essas espécies apresentam potencial de desenvolvimento das estruturas aéreas inferior ao do capim-vetiver.

3.2. Crescimento e volume radicular do capim-vetiver

A análise do crescimento e do volume radicular do capim-vetiver e demais espécies vegetais permite a realização de ajustes adequados no manejo aplicado, garantindo a eficiência de tratamento de esgoto. Na desmontagem do experimento, comprovou-se que as raízes do capim-vetiver dos três SACs cresceram até o fundo das unidades, ou seja, 33 centímetros. Jesus, Matos, Matos, (2020) por exemplo, também verificaram crescimento das raízes do vetiver até o fundo do tanque do SAC-EHSS (25 cm), enquanto que o capim-tifton apresentou

desenvolvimento até 16,7 cm. Morais (2019), também avaliando a eficiência de remoção de poluentes com a utilização do capim vetiver, observou uma profundidade máxima das raízes de 0,2 m (20 cm), sendo que as espécies vegetais foram plantadas em SACs que possuíam profundidades de 0,45; 0,73 e 1,60 m de altura. Borges *et al.* (2016), por sua vez, constataram alcance das estruturas vegetais até 90 cm em unidades verticais (de maiores profundidades).

Contudo, com a realização do procedimento para a obtenção do volume da água ocupado pelas raízes, verificou-se haver diferenças quanto ao desenvolvimento do capim-vetiver em cada unidade. O SAC 3 (com lâmina reduzida até 10 cm) foi o que apresentou o maior volume ocupado (334 mL), seguido do SAC 2 (lâmina reduzida até 20 cm – 314 mL) e, por fim, o SAC 1 (301 mL) (permaneceu com lâmina em 30 cm). Assim, pode-se verificar que a alteração do nível d'água no período de aclimação pode resultar em diferenças no desenvolvimento da cultura.

Como discutido, o nível de água residuária pode interferir no desenvolvimento radicular em um SAC, pelo fato de que interfere na disponibilidade de água e nutrientes para a planta (WANG *et al.*, 2023; YAN *et al.*, 2017; MICKOVSKI; BEEK; SALIN, 2005). Teixeira *et al.* (2018), por exemplo, empregando diferentes valores de condutividade elétrica, verificaram haver aumento do volume ocupado pelas raízes até determinada concentração de íons. A partir de então, houve redução, pois pode ter havido desequilíbrio osmótico entre o meio e as raízes, enquanto que valores menores acarretam na deficiência de nutrientes disponíveis pelas plantas, afetando negativamente o crescimento radicular (TSUKANOV; SCHWARTZ, 2020, 2023; WEIGAND; KEMNA, 2017; YUAN *et al.*, 2020).

Dessa forma, ressalta-se dois aspectos: deve-se aplicar cargas de nutrientes compatíveis com a capacidade de extração das plantas, de forma a resultar no melhor desenvolvimento das culturas; e que determinadas estratégias aplicadas podem vir a influenciar nos aspectos fisiológicos das plantas (HOLANDA *et al.*, 2021; MIRANDA-VILLAGÓMEZ *et al.*, 2019; YOON *et al.*, 2020).

É importante ressaltar que o comprimento radicular se refere à maior extensão de alcance das raízes, enquanto o volume é determinado pela quantidade das raízes presentes no determinado ambiente em que estão inseridas, ou seja, quando as ramificações das raízes se estendem, elas ocupam um maior espaço tridimensional, aumentando, dessa forma, o volume radicular (TSUKANOV; SCHWARTZ, 2023). Há normalmente uma relação direta entre essas duas variáveis, porém nem sempre uma acompanha a outra, como foi o caso das avaliações nos

SAC 1 a 3. À medida que as raízes se dividem e se ramificam, o volume radicular pode vir a aumentar de forma desproporcional ao comprimento radicular linear, tendo, por exemplo, mesmo alcance das raízes, porém diferenças nos volumes ocupados pelas raízes (TSUKANOV; SCHWARTZ, 2023; DUAN *et al.*, 2023).

Uma hipótese, considerando os resultados obtidos por Loreti, Van Veen, Perata (2016), é que as condições mais estressantes levaram a ter maior densidade de raízes (maior crescimento de estruturas radiculares próximas ao caule) no SAC-3, no entanto, essas diferenças diminuíram ao final do experimento, uma vez que a variação do nível foi transitória (CHEN; ZAMORANO; IVANOFF, 2013).

3.3. Produtividade e teores de nutrientes na parte aérea do capim-vetiver

A avaliação da produtividade das culturas tem grande importância para inferência do desempenho de SACs, pois há a tendência de que quanto maior a quantidade biomassa vegetal produzida, maior é a capacidade de extração de poluentes pela cultura. Na Tabela 3, estão apresentadas as produtividades de massa seca nos SACs estudados.

Tabela 3: Valores de produtividade massa seca referente aos cortes realizados aproximadamente a cada 35 dias.

Produtividade de massa seca em kg ha⁻¹ d⁻¹*			
Dias transcorridos após o início do experimento	SAC 1	SAC 2	SAC 3
63	303,02	468,69	295,93
105	413,76	624,59	521,86
141	249,57	424,09	384,09
175	237,00	657,67	511,88
210[†]	131,20	246,40	162,42
245	105,66	260,91	143,28
280	65,79	174,61	96,15
315	70,67	248,48	101,68
351	63,93	153,70	79,48

* Produtividade após o início da cloração.

Fonte: Do Autor (2023).

Seguindo a mesma tendência do crescimento da parte aérea, o SAC 2 foi o que apresentou maiores valores em termos de produtividade de massa seca, ainda que não tenha sido aquele que continha maior volume de raízes. Possivelmente, o estresse da redução da lâmina de efluente até 10 cm, estimulou o crescimento radicular, porém afetou o desenvolvimento vegetal aéreo, além do período de calor intenso em que foi realizado esse rebaixamento (novembro de 2019), podem explicar os resultados.

Quando a planta está situada em um ambiente que acarreta no enfrentamento de condições adversas, como falta de água e nutrientes, há maior possibilidade de alocação de energia para o crescimento radicular em vez do crescimento vertical ou aéreo. Isso se dá em detrimento da priorização da planta para o desenvolvimento e manutenção radicular, garantindo, por sua vez, a sua sobrevivência e acarretando também na promoção de uma maior morosidade para o crescimento vertical (CHEN *et al.*, 2022; COLOMBI; KELLER, 2019; SURALTA *et al.*, 2018).

A Tabela 4 foi elaborada para facilitar a comparação dos resultados obtidos no presente estudo com outros trabalhos semelhantes. Observou-se que a produtividade obtida nos SACs 2 e 3 foi superior a alguns trabalhos encontrados na literatura, mesmo para intervalos maiores entre um corte e outro, como nas avaliações de Avelar *et al.* (2015a) e Brasil, Matos e Soares (2007), respectivamente, para *Mentha aquática* e taboa cultivadas em SACs. Realizando cortes com maior frequência (a cada 30 dias) do que a realizada neste trabalho, Ramos *et al.* (2017) reportaram valores de produtividade ainda menores de erva de bicho (*Polygonum persicaria*) e capim-vetiver.

Observa-se que os valores encontrados de produtividade de massa seca no presente trabalho foram superiores aos reportados por Matos *et al.* (2010), Avelar *et al.*, (2014); Saraiva; Matos; Matos (2019); Oliveira *et al.* (2017); Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) e Jesus (2016), mesmo que os SACs tenham recebido menores taxas de carregamento orgânicos (TCO) e TDH. Uma hipótese para justificar esses resultados é que em condições de menores valores de TCO, o ambiente pode vir a ter condições aeróbias predominantes, sendo mais favorável ao desenvolvimento da planta e absorção de nutrientes.

Além da frequência de corte, a espécie vegetal, o tipo de pré-tratamento e as cargas orgânicas aplicadas também influenciam na produtividade (AVELAR *et al.*, 2015a; MATOS *et al.*, 2010; FIA *et al.*, 2017; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009). Como o capim-

vetiver normalmente apresenta maior produtividade do que as culturas avaliadas por Avelar *et al.* (2014), Brasil, Matos e Soares (2007) e Ramos *et al.* (2017), comparou-se a produtividade obtida no presente trabalho com o capim-tifton 85, utilizado nos trabalhos de Matos *et al.*, (2010), Fia *et al.* (2011b) e Queiroz *et al.* (2004), e com pesquisas que utilizaram capim-vetiver. Nos dois primeiros trabalhos, a espécie vegetal foi cultivada em SACs tratando água residuária da suinocultura (ARS), enquanto no último, o capim-tifton 85 foi fertirrigado com ARS. Apesar da carga orgânica aplicada nos SACs em estudo ter sido menor do que nos SACs dos referidos autores, a produtividade de massa seca encontrada no presente trabalho foi superior. De forma semelhante, Zaparoli (2011) e Miranda-Santos (2012) obtiveram produtividade do capim-vetiver aquém dos observados nos SACs 2 e 3, ainda que a alimentação com esgoto sintético e sanitário fosse feita, respectivamente, com cargas orgânicas superiores de 121 e 340 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

Os resultados obtidos no presente estudo podem estar ligados à forma de como os nutrientes se apresentaram, estando mais disponíveis para absorção pelas plantas (após passagem pelo tratamento biológico). Além disso, se por um lado um menor espaço físico implica em restrição de crescimento vegetativo, por outro lado, pode resultar em elevados valores de produtividade, dado menor denominador do cálculo (Equação 1).

Além da produtividade, outro aspecto importante a ser considerado na adaptação e desempenho das culturas é quanto aos teores de nutrientes. Na Tabela 4, também estão apresentados os valores médios das concentrações dos macro e micronutrientes encontrados na parte aérea do capim-vetiver.

Tabela 4: Produtividade de massa seca e teores médios de macro e micronutrientes encontrados na parte aérea do capim-vetiver cultivado nos SACs 1, 2 e 3 e outros valores encontrados na literatura.

Unidade	Espécie Vegetal	Intervalo entre cortes D	Produtividade kg ha ⁻¹ d ⁻¹	Carga aplicada			Nutrientes										
				DBO	N	P	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe
				-----kg ha ⁻¹ d ⁻¹ -----			-----dag kg ⁻¹ -----					----- mg kg ⁻¹ -----					
				--													
SAC 1	Capim-vetiver	35	182,29**	5,18	0,07*	0,16	1,78	0,43	3,77	0,42	0,26	0,34	46,72	38,88	5,55	14,70	80,53
SAC 2	Capim-vetiver	35	362,13**	5,18	0,07*	0,16	1,78	0,42	3,17	0,44	0,28	0,28	42,26	17,09	3,95	5,56	81,92
SAC 3	Capim-vetiver	35	255,21**	5,18	0,07*	0,16	1,84	0,44	3,50	0,45	0,30	0,31	42,56	19,14	4,95	6,93	79,48
(1)	Azévem	53	264	750	24,5	2,8		0,18	3,40								
(1)	Aveia	53	50,94	494	38,4	3,1		0,24	2,50								
(2)	Lírio-amarelo	±210	0,72	98	46,5	6,5	2,64	0,28	0,16								
(3)	Capim-tifton	±44	-	-	464	240	1,58	0,10									
(4)	Erva-de-bicho	30	27,9	105	104,3	23	2,77										
(4)	Capim-vetiver	30	19,1	105	104,3	23	1,96										
(5)	<i>Typha domingensis</i>	120	-		19,1*****	5,0	3,02	0,64									
(6)	Capim-tifton	150	537		47,2	8,0	1,80	0,27	0,15								
(7)	<i>Typha dominguensis</i>	160	-	-	205***	60***	3,48		4,04	0,35	0,26			106,8	5,3		

* Referente à carga de N-NO₃⁻, pois não foi monitorado o nitrogênio total (NT), ** Média da Tabela 3, desconsiderando o período após o início da cloração; *** Valores máximos; ***** Aplicação intermitente.

Tabela 5: Teores de macro e micronutrientes encontrados na parte aérea do capim-vetiver cultivado nos SACs 1, 2 e 3 e outros valores encontrados na literatura.

Unidade	Espécie Vegetal	Intervalo entre cortes	Produtividade kg ha ⁻¹ d ⁻¹	Carga aplicada			Nutrientes										
				DBO	N	P	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe
				-----kg ha ⁻¹ d ⁻¹ -----			-----dag kg ⁻¹ -----										
				-----mg kg ⁻¹ -----													
(8)	<i>Mentha aquatica</i>	65	28,58	40,35			3,32	0,36	1,73								
(8)	<i>Mentha aquatica</i>	65	38,16	53,80			3,43	0,36	1,74								
(8)	<i>Mentha aquatica</i>	71	59,46	79,66			4,09	0,41	2,21								
(8)	<i>Mentha aquatica</i>	71	75,01	160,35			4,48	0,40	2,22								
(9)	Capim-tifton	90	165,55	570			3,46	0,36	1,41								
(9)	Capim-elefante	61	156,67	130			2,81	0,39	1,92								
(10)	Taboa*****	60		327			2,99	0,25	2,57					31,3		250,0	
(10)	Capim-tifton****	60		327			4,31	0,79	1,93					172,9		294,2	

(1) Fia *et al.* (2011b); (2) Matos *et al.* (2013); (3) Amorim *et al.* (2015); (4) Ramos *et al.* (2017); (5) Pelissari *et al.* (2019); (6) Guimarães *et al.* (2018); (7) Martins *et al.* (2007); (8) Avelar *et al.* (2015); (9) Matos *et al.* (2010); (10) Fia *et al.* (2011a).

***** - Teores médios

Quanto aos teores de nutrientes na parte aérea do capim-vetiver cultivado, não se percebe uma tendência e nem grandes diferenças entre os três tratamentos. Possivelmente, isso deve ao efeito diluidor da maior massa de matéria seca no capim-vetiver dos SACs 2 e 3, em relação ao SAC 1 (JESUS, 2016). Ou seja, uma planta de maior desenvolvimento tende a absorver mais nutrientes, no entanto, como o teor é calculado pela massa do elemento por massa seca, há uma redução da diferença em relação a um exemplar que tem menor absorção de nutrientes e desenvolvimento vegetal.

Devido às maiores cargas orgânicas aplicadas nos trabalhos de Matos *et al.* (2010b), Matos *et al.*, (2013) e Pelissari *et al.*, (2019) e também pelas diferentes espécies vegetais utilizadas e condições climáticas, os teores de N foram superiores aos encontrados no presente trabalho. Além disso, após passagem pelo Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), há maior conversão de N para a forma nítrica (NO_3^-), que é absorvida em menores taxas em comparação com a forma reduzida (NH_4^+) pela maior parte das culturas (GARGALLO *et al.*, 2017). Por outro lado, os teores de P e K observados nos SACs 1 a 3 foram superiores ao de Matos *et al.* (2010), Fia *et al.* (2011b), Matos *et al.* (2013), Amorim *et al.*, (2015) e Guimarães *et al.*, (2018).

Ramos *et al.* (2017), analisando erva-de-bicho e capim vetiver que foram cultivados em SACs em leito de argila expandida, obtiveram resultados superiores de N na erva-de-bicho, sobressaindo-se em relação aos resultados encontrados no presente estudo, o que pode ser justificado pelo maior TDH que as unidades foram submetidas (3,2 d). Assim, houve maior tempo de contato entre a água residuária e as raízes das plantas, resultando em maior absorção de nutrientes. Porém, ressalta-se que é necessário ter conhecimento em relação à forma em que os nutrientes estarão disponíveis pela absorção pelas plantas.

Águas residuárias como da suinocultura (ARS) e laticínios (ARL) são mais ricas em macro e micronutrientes do que esgoto sanitário, sobretudo em comparação com efluentes submetidos ao tratamento terciário (WESTERN CONSORTIUM FOR PUBLIC HEALTH, 1992; MATOS; MATOS, 2017). Assim, já era esperado que os teores de nutrientes encontrados deste trabalho fossem inferiores (para N em todos os casos e para P na maioria das vezes) aos encontrados por autores como Matos *et al.* (2010), Martins *et al.*, (2007), Fia *et al.* (2011a). Por outro lado, o teor de K nos três SACs esteve acima ao limite máximo da faixa considerada normal para forrageiras com suprimento adequado do macronutriente, que é de 1,5 a 2,0 dag kg^{-1} (GOMIDE; QUEIROZ, 1994).

A matéria seca do capim-vetiver pode ser utilizada para diversas finalidades, incluindo o uso agrícola, servindo como fontes de nutrientes ou cobertura morta. No entanto, no contexto brasileiro, não há uma legislação específica que estabeleça limites máximos de nutrientes na biomassa vegetal para essa finalidade em particular. Com intuito de obter uma orientação nesse sentido, fez-se uma análise com base na Resolução nº 498/2020 (BRASIL, 2020). Essa estabelece critérios e procedimentos para a utilização de lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto para fins agrícolas, a qual estabelece concentrações máximas permitidas de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou em produtos derivados, expressas em miligramas por quilograma (mg kg^{-1}) na base seca. Ao analisar a composição da biomassa do capim-vetiver em relação aos elementos mencionados nessa Resolução, constatou-se que apenas dois deles, o zinco (Zn) e o cobre (Cu), foram detectados e é importante ressaltar que os teores desses elementos na biomassa do capim-vetiver estiveram abaixo dos limites máximos permitidos estabelecidos por essa legislação.

Outra possibilidade a ser considerada para a destinação do capim-vetiver consiste na produção de fertilizantes orgânicos. Nesse contexto, a Instrução Normativa SDA nº 7 de 12 de abril de 2016 estabelece os limites máximos de contaminantes permitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. Ao examinar os requisitos da norma em relação às substâncias inorgânicas, verificou-se que das variáveis analisadas (Cd, Pb, Cr e Ni) na parte aérea do capim-vetiver, essas estiverem abaixo do limite de detecção do equipamento, sugerindo a possível a utilização da biomassa da espécie vegetal para essa finalidade.

A Instrução Normativa SDA/MAPA de 23 de julho de 2009 também dispõem dos teores totais mínimos de substâncias orgânicas e inorgânicas admitidos em fertilizantes orgânicos simples e compostos para aplicação no solo. Dentre as substâncias analisadas neste trabalho, a norma dispõe de teores totais mínimos para N, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn e as espécies vegetais cultivadas nos SACs atenderam aos teores totais mínimos apenas para os elementos Ca, Mg e S. Para realizar a destinação da biomassa para tal finalidade, é importante considerar fatores relacionados à fertilidade do solo e à produtividade das culturas em questão.

Para poder inferir sobre o papel das plantas na extração de nutrientes, é preciso apresentar a capacidade de extração, que é resultado do produto da produtividade pelo teor de nutrientes, como apresentado na Tabela 6.

Tabela 6: Capacidade de extração de nutrientes em kg ha⁻¹ d⁻¹ dos SACs avaliados e comparação com os dados da literatura.

Unidade	Espécie Vegetal	Intervalo entre cortes	Carga aplicada			Nutrientes			
			DBO	N	P	K	Ca	Mg	S
			D						
			(kg ha ⁻¹ d ⁻¹)						
SAC 1	Capim-vetiver	35	5,18	3,00	0,78	6,09	0,83	0,49	0,63
SAC 2	Capim-vetiver	35	5,18	5,97	1,47	10,97	1,65	1,12	1,03
SAC 3	Capim-vetiver	35	5,18	4,20	1,10	8,01	1,26	0,88	0,77
1	Capim- tifton	61	570	5,84	0,62	2,12			
1	Capim- elefante	90	570		0,34	1,67			
2	Capim- tifton	50	318			1,00			
2	Capim- Napier	50	318			3,3			
3	Capim- tifton	60	327	9	1,65	4,02			
4	Capim- tifton	30	350		0,38				
4	Capim- vetiver	30	350		0,51				
5	<i>Mentha aquática</i>	70	160		133	13,3	71,7		
6	Capim-tifton	120	0,82*	1,27	0,03	0,54			
7	Capim – tifton***	30	2,67**	0,61	0,09	0,80	0,33	0,21	0,22
7	Capim-marandú***	30	2,67**	0,55	0,08	0,90	0,13	0,23	0,07

*Carga de Nitrogênio aplicada; ** Maior carga de Nitrogênio aplicada no trabalho; *** Maiores valores de extração em uma maior carga de nitrogênio aplicada;

(1) Matos *et al.* (2010); (2) - Saraiva, Matos e De Matos (2019); (3) - Fia *et al.* (2011a); (4) – Jesus (2016); (5) – Avelar et a. (2015), (6) – Brasil *et al.* (2007); (7)- Oliveira *et al.* (2017);

Fonte: Do Autor (2023).

Dada a maior produtividade do SAC 2, a sua capacidade de extração foi superior ao dos demais SACs, havendo menores valores de extração no SAC 1. Considera-se que o maior volume do sistema radicular do SAC 2, em comparação ao SAC 1, favoreceu uma maior interceptação dos nutrientes, proporcionando maior produção de biomassa e maior extração de poluentes.

Analisando os dados da literatura e com base nos resultados dos SACs 1, 2 e 3, verifica-se a importância de se aplicar a adequada carga de nutrientes para absorção dos mesmos e do TDH suficiente para permitir a absorção de poluentes; realizar o frequente corte da parte aérea; e escolher espécies vegetais de maior potencial de extração. Garcia *et al.*, (2015), por exemplo, verificaram que as maiores TCO foram as que proporcionaram maior extração pelas culturas e que o capim-tifton 85 apresentou desempenho significativamente superior ao marandú na absorção de N. Segundo os autores, as diferenças no desenvolvimento vegetativo poderiam explicar a maior capacidade de extração.

Jesus (2016), por exemplo, justificou o melhor desempenho do capim-vetiver em relação ao capim-tifton 85, pelo sistema radicular fasciculado e mais profundo em comparação com espécies estoloníferas. Dessa forma, desde que a variação no nível de água residuária implique em maior crescimento e volume radicular, essa prática pode resultar em maior capacidade de extração de uma cultura como o vetiver, devendo, no entanto, investigar as melhores condições para tal. Aparentemente, a redução até 10 cm ou o curto período para adaptar à essa condição podem ter causado estresse nos exemplares cultivados nos SAC 3.

3.4. Teores de nutrientes nas raízes do capim-vetiver

As raízes executam um papel crucial na absorção de nutrientes pelas plantas, já que após a interceptação radicular, esses precisam ser transportados para as outras partes das plantas para sustentar seu crescimento e desenvolvimento (YILDIRIM, KASIM, 2018; HU *et al.*, 2021; KHAN *et al.*, 2019; MATOS, MATOS, 2021). Dessa forma, com o objetivo de analisar a distribuição de nutrientes no capim-vetiver e avaliar a capacidade de absorção dessa planta, será apresentado na Tabela 7, os teores de macro e micronutrientes presentes nas raízes do capim-vetiver. Não foi verificada relação entre as

estratégias na fase de aclimação e os teores de nutrientes nas raízes dos SACs, possivelmente devido ao fator diluidor já discutido para a parte aérea.

Tabela 7: Teores de macro e micronutrientes presentes nas raízes do capim-vetiver cultivados nos 3 SACs-EHSS.

Nutrientes	Unidades	SAC 1	SAC 2	SAC 3
N		17,2	15,9	15,7
P		5,4	6,0	5,6
K	g kg ⁻¹	22,5	16,6	24,3
Ca		12,6	24,2	24,3
Mg		7,4	7,5	7,5
S		5,4	6,0	6,4
Mn		516,9	325,6	424,9
Zn		167,2	159,4	169,7
B	mg kg ⁻¹	19,4	12,0	23,1
Cu		42,5	25,1	30,6
Fe		1.960,1	1.467,8	2.664,4

Fonte: Do Autor (2023).

Comparando os teores de macronutrientes presentes nas raízes com os valores obtidos na parte aérea vegetal, percebe-se que a planta está absorvendo, transportando e distribuindo esses nutrientes de forma eficiente em todo o seu sistema (HU *et al.*, 2021; KHAN *et al.*, 2019; MATOS, MATOS, 2021). Em contrapartida, os teores de micronutrientes apresentaram valores superiores nas raízes quando realizado essa mesma paridade. Tal situação pode ser justificada pela diferença na demanda e na alocação de nutrientes que, por sua vez, ocorre quando diferentes partes da planta possuem certa necessidade nutricional ou em detrimento do acúmulo desequilibrado desses compostos, a qual pode ser resultante de alguns fatores, como por exemplo, condições ambientais, características genéticas das plantas e desequilíbrios nutricionais (ADESIJI; ADEMOLA, 2019; CIOCARLAN *et al.*, 2021; NGOC *et al.*, 2020; TRUC *et al.*, 2023).

Em ambientes alagados, a baixa disponibilidade de oxigênio no meio (JIZHENG *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2023b; ZHANG *et al.*, 2010) pode vir a afetar a absorção de nutrientes e o metabolismo das plantas, ocasionando no acúmulo de nutrientes nas raízes em virtude da menor taxa de decomposição da matéria orgânica, uma vez que, o processo de absorção ocorre principalmente pelo transporte ativo que requer energia e esta é proporcionada pela

respiração celular das células presentes nas raízes, (CLEVELAND *et al.*, 2013; LIU *et al.*, 2023; NGOC *et al.*, 2020; TRUC *et al.*, 2023). Ademais, na rizosfera pode ocorrer fitoestabilização de contaminantes, com retenção de contaminantes retidos nas raízes e exsudatos liberados pelas plantas, reduzindo, por exemplo, o risco de toxicidade para animais alimentados com capim cultivado em SACs ou fertirrigado (KOBALISSI; KANSO; KANBAR, 2014; AL-SODANY, 2013; ADAMS; RAMAN; HODGKINS, 2012). Por outro lado, os teores de macronutrientes e os teores de proteína brutas comumente são maiores na parte aérea das plantas (AL-SODANY, 2012; OTIENO *et al.*, 2018).

3.5. Percentual de proteínas, cinzas e carboidratos presentes no capim-vetiver

A composição química e o valor nutricional de espécies vegetais estão intrinsecamente ligados à relação entre cinzas, proteínas e carboidratos. As proteínas são macromoléculas compostas por cadeias de aminoácidos, desempenhando papéis essenciais no crescimento celular, síntese de enzimas e metabolismo vegetal (MA *et al.*, 2022), já os carboidratos, que abrangem açúcares simples, amido e fibras, representa uma fonte primordial de energia e possuem relevância estrutural nas plantas (CHLUMSKÁ *et al.*, 2022). Em relação às cinzas, as quais são resultantes da queima completa de matéria orgânica vegetal, são compostas principalmente por minerais e elementos inorgânicos (WIERZBOWSKA *et al.*, 2020).

A composição, distribuição e proporção desses três aspectos fitotécnicos podem variar entre as espécies vegetais e nos seus estágios de desenvolvimento (ADESIJI; ADEMOLA, 2019; CIOCARLAN *et al.*, 2021). O equilíbrio adequado desses constituintes é de suma importância para a nutrição e o desenvolvimento saudável das plantas, bem como para sua qualidade nutricional e utilidade na alimentação animal e humana (MATOS, MATOS, 2021). Com o intuito de avaliar essas características do capim-vetiver cultivado nos três SACs, foram coletadas amostras da parte aérea e das raízes dessa planta durante o período de monitoramento. Na Tabela 8 estão apresentados os percentuais médios de carboidratos, proteínas e cinzas encontrados nessas amostras.

Tabela 8: Percentual médio de cinzas, proteínas e carboidratos presentes no capim-vetiver.

			SAC 1	SAC 2	SAC 3
Cinzas	Parte aérea	%	0,07	0,07	0,07
	Sistema Radicular		0,05	0,03	0,04
Proteínas	Parte aérea	%	11,04	11,04	11,16
	Sistema Radicular		10,75	9,94	9,81
Carboidratos	Parte aérea	%	1,21	1,31	1,23
	Sistema Radicular		1,12	1,12	1,20

Fonte: Do Autor (2023).

De acordo com Magalhães *et al.* (2018), a composição de proteínas em forrageiras varia amplamente, dependendo da espécie, da variedade, das temperaturas, das condições de crescimento e da idade da planta. Em base seca, os teores de proteínas nas forrageiras podem variar de menos de 10% a mais de 30%, conforme relatado por McDowell *et al.* (1977). Assim sendo, os dados obtidos indicam que o capim-vetiver analisado no presente trabalho está dentro desse intervalo mencionado.

Outras espécies vegetais comumente utilizadas, como o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), têm sido amplamente estudadas e são conhecidas por apresentarem teores relativamente altos de proteínas, conforme observado por Magalhães *et al.* (2018), em que os valores foram superiores a 9% para essa espécie vegetal cultivada em latossolo amarelo distrófico. Em um estudo realizado por Anselmo e Pinto (2019), no qual foram avaliados os teores de proteína bruta no capim-vetiver em diferentes estágios de desenvolvimento vegetativo, cultivado em solo, os valores foram superiores a 8,5%. Avaliando o teor de proteínas em diferentes estações climáticas do capim-marandú, Ribeiro *et al.* (2018) obtiveram valores de 9,4 e 4,5%, para o período do verão e inverno, respectivamente. No entanto, os resultados inferiores obtidos neste trabalho podem ser justificados pela baixa disponibilidade de fósforo no meio, pelas condições de manejo e adaptabilidade impostas, além das exigências nutricionais da planta.

Estudos sobre a variação dos teores de carboidratos em diferentes espécies vegetais, incluindo o capim-elefante, fornecem pontos importantes sobre a influência de fatores como idade e desenvolvimento das plantas (BORDIGNON; PEREIRA, 2019). No entanto, é essencial considerar que o capim-vetiver e outras espécies utilizadas em SACs

podem apresentar teores de carboidratos distintos, influenciados por uma variedade de fatores, como genética, idade, temperatura, manejo e disponibilidade de nutrientes no ambiente, e condições de cultivo (BEYER *et al.*, 2021; HE *et al.*, 2022; ZHAO *et al.*, 2018; BORDIGON; PEREIRA, 2019). Em um ambiente alagado, o estresse causado pode implicar em distintas condições de formação de reservas (MIAO; ZHOU, 2012).

Segundo Yan *et al.* (2015), a adaptação às condições alagadas, implica no alongamento das raízes, na redução da biomassa vegetal e do caule, além de resultar em menores reservas de açúcares. Com base na literatura, comumente encontra-se diferenças no acúmulo de reservas entre a parte aérea e as raízes, no entanto, as pequenas diferenças encontradas entre essas pode se dar em função da variação transitória no início (fase de aclimatação) e da manutenção da lâmina no período de monitoramento (NING *et al.*, 2014). Segundo os últimos autores, o desenvolvimento e o acúmulo de reservas prioritárias do caule ou das raízes depende se a saturação do meio é constante (favorece as raízes) ou transitória (caule/parte aérea), tendo ambos, reduziu-se as desigualdades. Outra hipótese é que, de acordo com Yuan *et al.* (2016), plantas com menores reservas se adaptam melhor a ambientes com maiores lâmina de água.

A cinza é a fração mineral inorgânica que permanece após a queima da matéria orgânica e os teores são usados como um indicador da concentração de minerais presentes. Em geral, teores de cinzas mais elevados podem indicar uma maior concentração de minerais na planta, o que pode ser benéfico para a nutrição animal. Por outro lado, teores de cinzas muito baixos podem indicar uma deficiência de minerais na planta. Avaliando os teores de cinzas em cultivos híbridos de milho e sorgo, Gontijo *et al.* (2003) apresentaram teores de cinzas na faixa de 6,9 a 7,5%, enquanto Ribeiro *et al.* (2018) comparando os teores de cinzas no capim-marandu cultivados no solo no verão e inverno, obtiveram valores de 68,4 e 75,7%, nesta ordem. Empregando capim-marandu para a avaliação da produtividade bem como sua composição bromatológica do capim-marandu em diferentes épocas de diferimento, Junior et al. (2015) obtiveram teores de cinza superiores a 5,3% para as folhas das espécies vegetais citadas anteriormente.

3.6. Efeito da variação de nível no desenvolvimento vegetal

De acordo com a maioria dos trabalhos relativos ao tema, de SACs do tipo de escoamento superficial (*free water*) e unidades de escoamento vertical (SAC-EV), o

aumento da lâmina d'água é prejudicial ao desenvolvimento da planta (crescimento vertical e diâmetro das estruturas vegetais), acúmulo de reservas e nutrientes. Essa condição é causada pela dificuldade de translocação da seiva elaborada das folhas para raízes, menores trocas gasosas e ambiente mais redutor (GRANT; DESAI, SULMAN, 2012; BAI; CHEN; CHEN, 2013; CHEN; ZAMORANO; IVANOFF, 2013; PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, 2017; RAJAPAKSE *et al.*, 2006; ROSSI, 2015; YUAN *et al.*, 2016; SORRELL; TANNER; BRUX, 2012). Para uma unidade de escoamento horizontal, em que o nível de água vai sendo gradativamente reduzido, pode-se fazer uma analogia aos resultados obtidos, só que considerando que o estresse é causado pela redução da lâmina de água residuária (fornecimento de água e nutrientes).

Como processo de adaptação a ambientes alagados (e maiores lâminas), a planta desenvolve o aerênquima, diminui a produção de giberelina (estimulante ao crescimento vertical) e aumenta a produção de etileno (favorece o crescimento de raízes adventícias); aumenta a relação entre raízes e parte aérea, pela redução do crescimento aéreo (e a biomassa); além da diminuição das reservas acumuladas (ZHANG *et al.*, 2023; MIAO; ZOU, 2012; LORETI; VAN VEEN; PERATTA, 2016; YAMAUCHHI *et al.*, 2013; YUAN *et al.*, 2016). No SAC-1, sem redução da lâmina, esses efeitos foram mais pronunciados, tendo menor crescimento aéreo vertical e maior relação extensão da raízes/parte aérea. Os melhores resultados, em termos de crescimento das estruturas vegetais, foram encontrados no SAC-2, de lâmina intermediária, tal qual verificado por Rossi *et al.* (2015). Em relação às raízes adventícias, a menor disponibilidade de água e nutrientes pode ter influenciado a maior densidade vegetal no SAC-3.

Essas condições, no entanto, podem ser transitórias, havendo redução das diferenças entre plantas submetidas a diferentes lâminas, caso as condições se alterem (CHEN *et al.*, 2013). Os autores, por exemplo, verificaram que as plantas submetidas a uma lâmina de 91 cm por 6 semanas conseguiram se recuperar e apresentar desenvolvimento semelhante ao tratamento controle (40 cm), ao retornar à condição de 40 cm de nível de camada saturada (por um período de 4 semanas). Por outro lado, em 137 cm, o mesmo não foi observado. Essa condição poderia explicar a ausência de diferenças entre o capim-vetiver submetido a distintas condições na fase de aclimação, uma vez que após esse período, as unidades ficaram com a mesma lâmina (no período de monitoramento).

Assim, sugere-se a redução de forma semelhante ao do SAC-2 ou que a transição entre as lâminas seja mais gradativa (maior período de adaptação para cada nível de esgoto e/ou com reduções menores). Ao mesmo tempo que essa condição seja transitória, ou seja, ocorra somente na fase de aclimatação das plantas nos SACs.

Por fim, o emprego dessas técnicas pode ser de grande interesse para favorecer o maior desenvolvimento do capim-vetiver, de reconhecida capacidade de remoção de contaminantes em SACs-EHSS (UCKER; ALMEIDA, 2012) e para outras espécies de boa adaptabilidade e potencial de extração. Ademais, será gerada biomassa para aproveitamento agrícola e uso como fertilizantes, como discutido, além de geração de energia, alimentação, produção de biocarvões, uma vez que apresentam potencial de acúmulo de carboidratos e nutrientes em condições alagadas (HULKKO *et al.*, 2022; AMULYA *et al.*, 2023; SHALOUT *et al.*, 2010; RODRIGUEZ-DOMÍNGUES *et al.*, 2021; FAHMI *et al.*, 2021; PAGLIUSO *et al.*, 2022).

4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que a estratégia de rebaixamento no nível de água residuária na fase de aclimatação em Sistemas Alagados Construídos:

- Não resultou em crescimento radicular distinto, sendo que nas três unidades houveram exemplares com raízes que alcançaram o fundo do tanque;
- Implicou em maior volume de raízes na unidade com maior rebaixamento;
- Causou estresse maior na unidade com maior rebaixamento, que acabou tendo maior densidade de raízes, porém menor crescimento da parte aérea e capacidade extratora em comparação com o SAC com rebaixamento intermediário;
- Não resultou em ganho/perda dos teores de nutrientes na parte aérea e raízes.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, S. *et al.* The stimulators and responsive genes to induce systemic resistance against pathogens: An exclusive focus on tomato as a model plant. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, [s. l.], v. 33, n. February, p. 101993, 2021.
- ABEDINPOUR, M.; ROHANI, E. Effects of magnetized water application on soil and maize growth indices under different amounts of salt in the water. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 7, n. 3, p. 319-325, 2017.
- ABOU-KANDIL, A. *et al.* Fate and removal of bacteria and antibiotic resistance genes in horizontal subsurface constructed wetlands: Effect of mixed vegetation and substrate type. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 759, p. 144193, 2021. A
- ABRAÃO, N. S. *et al.* Biometry of Vetiver Grass Cultivated in Soils of Different Texture Classes. **BRAZILIAN JOURNAL OF AGRICULTURE - Revista de Agricultura**, [s. l.], v. 94, n. 1, p. 10, 2019.
- ADAMS, A.; RAMAN, A.; HODGKINS, D. How do the plants used in phytoremediation in constructed wetlands, a sustainable remediation strategy, perform in heavy-metal-contaminated mine sites?. **Water and environment journal**, v. 27, n. 3, p. 373-386, 2013.
- ADESIJI, N. E.; ADEMOLA, J. A. Soil-to-maize Transfer Factor of Natural Radionuclides in a Tropical Ecosystem of Nigeria. [s. l.], v. 9, n. 1, p. 6–10, 2019.
- ALEISSA, Y. M.; BAKSHI, B. R. Constructed Wetlands as Unit Operations in Chemical Process Design : Benefits and Simulation. **Computers and Chemical Engineering**, [s. l.], v. 153, p. 107454, 2021.
- ALI, Y. *et al.* Magnetic Water Treatment in Environmental Management: A Review of the Recent Advances and Future Perspectives. **Current World Environment**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 1008–1016, 2014.
- AL-SODANY, Y. *et al.* Elements Accumulation and Nutritive Value of Phragmites Australis (Cav.) Trin. ex Steudel in Lake Burullus: A Ramsar site, Egypt. **Catrina: The International Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 1, p. 51-63, 2013.
- AMORIM, F. *et al.* Capim-tifton 85 cultivado em sistema alagado construído com elevadas taxas de aplicação. *Revista Engenharia na Agricultura-REVENG*, v. 23, n. 3, p. 241-251, 2015.
- AMULYA, K. *et al.* Aquatic biomass as sustainable feedstock for biorefineries. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, 2023.
- ANSELMO, J. A.; PINTO, L. V. A. Teor de proteína bruta e de fibras da gramínea vetiver (*Chrysopogon Zizanioides* (L.) Roberty Syn. *Vetiveria Zizanioides* (L.) Nash) sob diferentes tempos de desenvolvimento vegetativo. Seminário: 9ª Jornada Científica Tecnológica do IFSULDEMINAS – ISSN 2319-0124 – 2019.
- ARAÚJO, E. D. *et al.* Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 10, p. 1–26, 2018.

ASGHARI, B.; KHADEMIAN, R.; SEDAGHATI, B. Plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) confer drought resistance and stimulate biosynthesis of secondary metabolites in pennyroyal (*Mentha pulegium* L.) under water shortage condition. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 263, n. December 2019, p. 109132, 2020.

AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology (United Kingdom)**, [s. l.], v. 35, n. 16, p. 2095–2103, 2014.

AVELAR, F. F. *et al.* Desempenho agrônômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 322–330, 2015.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura - Estudos FAO Irrigação e Drenagem - Boletim 29**. Campina Grande: UFPB, 1991.

BAI, X.; CHEN, X.; CHEN, K. Impact of water depth on root morphology of *Juncellus serotinus* (Cyperaceae). **Nordic Journal of Botany**, v. 32, n. 2, p. 245-250, 2014.

BANDARA, W. A. R. T. W. *et al.* Potential to use invasive plants in biomass energy production: A case study *Prosopis juliflora* in coastal wetlands of Sri Lanka. **Trees, Forests and People**, [s. l.], v. 10, n. September, p. 100330, 2022.

BEGUM, S. L. R.; JAYAWARDANA, N. U. Green synthesized metal nanoparticles as an ecofriendly measure for plant growth stimulation and disease resistance. **Plant Nano Biology**, [s. l.], v. 3, n. November 2022, p. 100028, 2023.

BERGIER, T. *et al.* From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. [s. l.], v. 190, n. June, 2021.

BEYER, C. P. *et al.* Evaluation of aerial and root plant growth behavior, water and nutrient use efficiency and carbohydrate dynamics for Hass avocado grown in a soilless and protected growing system. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 277, n. October 2020, 2021.

BORDIGNON, T.; PEREIRA, A.V. Variação do teor de carboidratos solúveis em germoplasma de capim-elefante1. EMBRAPA (2019).

BORGES, A. C. *et al.* Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 12, p. 5464-5472, 2016.

BRASIL *et al.*, 2007. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.3, 307-315, 2007.

BRASIL *et al.*, 2007. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.3, 307-315, 2007.

BRASIL, M.S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* SP.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.3, p. 266-272, 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa N° 7, de 12 de abril de 2016**. Brasília: Diário Oficial da União, 2016. Disponível em: < https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/21513067/do1-2016-05-02-instrucao-normativa-n-7-de-12-de-abril-de-2016--21512974>. Acesso em: 02 jun. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa N° 25, de 23 de julho de 2009**. Brasília: Diário Oficial da União, 2009. Disponível em: < <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf/@@download/file/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf>>. Acesso em: 02 jun. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 498, de 19 de agosto de 2020**. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 2020. Disponível em: < <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>>. Acesso em: 02 jun. 2023.

CABELLO-CONEJO, M. I.; PRIETO-FERNÁNDEZ, T.; KIDD, P. S. Exogenous treatments with phytohormones can improve growth and nickel yield of hyperaccumulating plants. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 494–495, p. 1–8, 2014.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 99, n. 15, p. 6866–6877, 2008.

CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. Capim Vetiver: Produção de Mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. **Manual Técnico**, 18 p., 2013.

CHEN, W. *et al.* Chlorine nutrition of higher plants: progress and perspectives. **Journal of Plant Nutrition**, v. 33, n. 7, p. 943-952, 2010.

CHEN, W. *et al.* Root penetration ability and plant growth in agroecosystems. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 183, n. January, p. 160–168, 2022.

CHEN, H.; ZAMORANO, M. F.; IVANOFF, D. Effect of deep flooding on nutrients and non-structural carbohydrates of mature *Typha domingensis* and its post-flooding recovery. **Ecological engineering**, v. 53, p. 267-274, 2013.

CHENG, B. *et al.* Growth and Contaminant Removal Effects of Several Plants in Constructed Wetlands. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 51, Issue 3, 2009.

CHLUMSKÁ, Z. *et al.* Species- and compound-specific dynamics of nonstructural carbohydrates toward the world's upper distribution of vascular plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 201, p. 104985, 2022.

CIOCARLAN, A. *et al.* Determination of the elemental composition of aromatic plants cultivated industrially in the republic of moldova using neutron activation analysis. **Agronomy**, v. 11, n. 5, p. 1011, 2021.

CLEVELAND, C. C. *et al.* Patterns of new versus recycled primary production in the terrestrial biosphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 31, p. 12733-12737, 2013.

COLOMBI, T.; KELLER, T. Developing strategies to recover crop productivity after soil compaction—A plant eco-physiological perspective. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 191, n. December 2018, p. 156–161, 2019.

COMPAORE, W. F.; DUMOULIN, A.; ROUSSEAU, D. P. L. Metal uptake by spontaneously grown *Typha domingensis* and introduced *Chrysopogon zizanioides* in a constructed wetland treating gold mine tailing storage facility seepage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 158, n. September, 2020.

DECEZARO, S. T. *et al.* Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 721–730, 2021.

DUAN, X. *et al.* Soil & Tillage Research Compacted soil adaptability of *Brassica napus* driven by root mechanical traits. **Soil & Tillage Research**, [s. l.], v. 233, n. February, p. 105785, 2023.

DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. **Analytical Chemistry**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 350–356, 1956.

EDILTON, J. *et al.* Caracterização físico-química de subprodutos obtidos do processamento de frutas tropicais visando seu aproveitamento na Physical-chemical characterization of tropical fruit by-products for use in animal feed. [s. l.], p. 70–76, 2006.

FAHIM, R. *et al.* An integrated approach to quantifying the efficiency of plants and algae in water purification and bioethanol production. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-13, 2021.

FARGASOVÁ, A. Plant stress activated by chlorine from disinfectants prepared on the base of sodium hypochlorite. **Nova Biotechnologica et Chimica**, v. 16, n. 2, p. 76-85, 2017.

FIA, R. *et al.* Desempenho Agrônômico de aveia e azévem cultivados em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. In: VI Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, **Anais...**, Embrapa – DF, 2011b.

FIA, F. R. L. *et al.* Phosphorus dynamics in constructed wetlands systems treating swine wastewater. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 79–86, 2020.

FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011a.

GOMIDE, J.A.; QUEIROZ, D.S. Valor alimentício das Brachiarias. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, p.223,1994.

FONSECA, C. M. *et al.* Tamponamento do pH da solução nutritiva na hidroponia de plantas ornamentais. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 100–108, 2005.

GARCIA, G. D. O. *et al.* Fertirrigadas com esgoto doméstico tratado dry mass and nutrient extraction of two forage fertigated with domestic sewage treated. [s. l.], n. 2010, p. 215–226, 2015.

GARGALLO, S. *et al.* Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 587–588, p. 145–156, 2017.

GONTIJO, M. *et al.* Teores de cinzas, cálcio e fósforo de seis híbridos de " Sorghum bicolor" com " Sorghum sudanense" plantados em duas diferentes épocas e cortados em três diferentes períodos (2003).

GRANT, R. F.; DESAI, A. R.; SULMAN, B. N. Modelling contrasting responses of wetland productivity to changes in water table depth. **Biogeosciences**, v. 9, n. 11, p. 4215–4231, 2012.

GUIMARÃES, J. de J. *et al.* Utilização De Forrageira No Tratamento De Esgoto Doméstico. [S. l.: s. n.]. **Irriga**. 2018.

HE, S. *et al.* The effect of tea plantation age on soil water-stable aggregates and aggregate-associated carbohydrate in southwestern China. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 11, 2021.

HERNÁNDEZ, M. E.; GALINDO-ZETINA, M.; JUAN CARLOS, H. H. Greenhouse gas emissions and pollutant removal in treatment wetlands with ornamental plants under subtropical conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 114, p. 88–95, 2018.

HIRANO, Y. *et al.* Quantification of the contrasting root systems of *Pinus thunbergii* in soils with different groundwater levels in a coastal forest in Japan. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 426, n. 1–2, p. 327–337, 2018.

HOEBLER, C. *et al.* Rapid Acid Hydrolysis of Plant Cell Wall Polysaccharides and Simplified Quantitative Determination of Their Neutral Monosaccharides by Gas-Liquid Chromatography. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 360–367, 1989.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Development and morphometric characteristics of vetiver grass under different doses of organic fertilizer. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 20–30, 2021.

HOTA, A. *et al.* Constructed wetland challenges for the treatment of industrial wastewater in smart cities: A sensitive solution. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, [s. l.], v. 55, n. September 2022, p. 102967, 2023.

HU, X. *et al.* A review on the role of plant in pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 780, 2021.

HULKKO, L. S. S. *et al.* Cultivation and characterisation of *Salicornia europaea*, *Tripolium pannonicum* and *Crithmum maritimum* biomass for green biorefinery applications. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 20507, 2022.

HUSSAIN, Z. *et al.* Integrated perspectives on the use of bacterial endophytes in horizontal flow constructed wetlands for the treatment of liquid textile effluent: Phytoremediation advances in the field. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 224, n. May, p. 387–395, 2018.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. EN 14771-1:2009- Solid biofuels - Determination of moisture content. 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. EN 14775:2009 - Solid biofuels - Determination of ash content. 2009.

ISMAIL, N. Izzati *et al.* Applying rhizobacteria consortium for the enhancement of *Scirpus grossus* growth and phytoaccumulation of Fe and Al in pilot constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 267, n. May, p. 110643, 2020.

JESUS, F. L. F.; DE MATOS, A. T.; DE MATOS, M. P. Efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands cultivated with grasses of different root systems. **Water Science and Technology: Water Supply**, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 3318–3329, 2020.

JESUS, F. L. F. De. Desenpenho e Influência dos Capins Tifton 85(*Cynodon sp.*) e Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no Tratamento de Esgotos Sanitários em Sistemas Alagados Construídos. **Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Magister Scientiae. Obtido a 23 de fevereiro de 2019**, [s. l.], v. 1, p. 113, 2016.

JETHWA, K. B; BAJPAI, S. Role of plants in constructed wetlands (CWAS): a review. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences**, v. 2, p. 4-10, 2016.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Chemosphere Constructed wetland substrates : A review on development , function mechanisms , and application in contaminants removal. **Chemosphere**, [s. l.], v. 286, n. P1, p. 131564, 2022.

JIZHENG, P. *et al.* Environmental Technology & Innovation Enhanced nitrogen removal by the integrated constructed wetlands with artificial aeration. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 14, p. 100362, 2019.

JÚNIOR, C. T. R. *et al.* Produção e composição bromatológica do capim-Marandu em diferentes épocas de diferimento e utilização. **Seminário: Ciências Agrárias**, 36 (3Supl1), 2141-2154.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2a. ed. Florida: CRC Press, 1016p., 2009.

- KASAK, K. *et al.* Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 639, p. 67–74, 2018.
- KELLER, R. P.; MASOODI, A.; SHACKLETON, R. T. The impact of invasive aquatic plants on ecosystem services and human well-being in Wular Lake, India. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 847–857, 2018.
- KHAN, A. H. A. *et al.* Soil amendments enhanced the growth of *Nicotiana glauca* L. and *Petunia hybrida* L. by stabilizing heavy metals from wastewater. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 242, n. December 2018, p. 46–55, 2019.
- KIÆR, L. P.; WEISBACH, A. N.; WEINER, J. Root and shoot competition: A meta-analysis. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 101, n. 5, p. 1298–1312, 2013.
- KOBAISSI, A. N.; KANSO, A. A.; KANBAR, H. J. Translocation of heavy metals in *Zea mays* L. treated with wastewater and consequences on morphophysiological aspects. **Revista internacional de contaminación ambiental**, v. 30, n. 3, p. 297–305, 2014.
- KURNIAWAN, S. B. *et al.* Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 790, 2021.
- LI, D. *et al.* Simultaneous removal and conversion of silver ions from wastewater into antibacterial material through selective chemical precipitation. [s. l.], p. 1–8, 2023a.
- LI, L. *et al.* Chemosphere Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed wetlands with two oxygen supply strategies: Tidal flow and intermittent aeration. **Chemosphere**, [s. l.], v. 313, n. November 2022, p. 137364, 2023b.
- LIANCOURT, P. *et al.* Species- and compound-specific dynamics of nonstructural carbohydrates toward the world's upper distribution of vascular plants s Hub a. [s. l.], v. 201, n. July, 2022.
- LIMA, V. H. R. *et al.* Avaliação do capim-vetiver e capim-marandu na remediação de solo contaminado com óleo lubrificante usado. **Sustentare**, v.3, n.1, p. 122- 142, 2019.
- LIU, W. *et al.* Forest Ecology and Management Dynamics of plant nutrient requirements and acquisition strategies after afforestation: A study on the Loess Plateau, China. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 544, n. February, p. 121141, 2023. LONIGRO, A.; MONTEMURRO, N.; LAERA, G. Effects of residual disinfectant on soil and lettuce crop irrigated with chlorinated water. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584–585, p. 595–602, 2017.
- LOPES, B. C. *et al.* Potential use of tifton 85 cultivated in VFCW for animal feed. **Water Practice and Technology**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 598–604, 2020.
- LORETI, E.; VAN VEEN, H.; PERATA, P. Plant responses to flooding stress. **Current opinion in plant biology**, v. 33, p. 64–71, 2016.

MA, K. K. *et al.* Functional performance of plant proteins. **Foods**, v. 11, n. 4, p. 594, 2022.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. Ed. Piracicaba. Ed: Associação Brasileira para pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.

MARINHO, B.S.; BALIEIRO, F. C.; TAVARES, S. L. Combinando insumos para a revegetação eficiente do rejeito da Barragem do Fundão – Mariana-MG. In: **Seminário PIBIC – EMRAPA SOLOS**, 2017.

MARTINS, A. P. L. *et al.* Capacidade da typha dominguensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí- Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.3, p. 324-330, 2007.

MATOS, A. T. *et al.* Desempenho agrônômico do lírio amarelo cultivado sob diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura**, v.21, n.1, p. 79-88, 2013.

MATOS, A. T. *et al.* Extraction capacity of plants grown in constructed wetland systems used for treatment of dairy wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010.

MATOS, A. T. *et al.* Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.83-92, 2010.

MATOS, A. T. *et al.* Influence of organic loading rate on the performance of constructed wetlands cultivated with grass. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 83–92, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água**, v. 4, n.2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos. 1. ed. Viçosa: UFV, 371 p., 2017.

MATOS, M.P.; MATOS, A.T. **Capítulo 2: Importância do substrato poroso e atuação das macrófitas no desempenho dos wetlands construídos utilizados no tratamento de águas residuárias**. 40 p., 2021. In: SEZERINO, P.H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras. 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 175 p., 2021.

MATOS, M. P. *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015.

MATOS, A.T. *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010b.

- MATOS, A. T. *et al.* Desempenho Agronômico Do Lírio Amarelo Cultivado Sob Diferentes Taxas De Aplicação De Esgoto Doméstico Em Sistemas Alagados Construídos. **Revista Engenharia Na Agricultura - Reveng**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 79–88, 2013.
- MARTINS, A. P. L. *et al.* Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 324–330, 2007.
- McDOWELL, L.R *et al.* Composicion de los forrages latinoamericanos. *Prod. Anim. Trop.*, 2:282-88, 1977.
- MENDONÇA, H. V. *et al.* Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n.2, p. 442-453, 2012.
- MIAO, S. L.; ZOU, C. B. Effects of inundation on growth and nutrient allocation of six major macrophytes in the Florida Everglades. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 10-18, 2012.
- MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e a eficiência do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, Bauru-SP, 65 p. 2012.
- MICKOVSKI, S. B.; BEEK, L. P. H. Van; SALIN, F. Uprooting of vetiver uprooting resistance of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). [s. l.], v. 1990, p. 33–41, 2005.
- MILANI, M. *et al.* Evapotranspiration from horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with different perennial plant species. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 11, n. 10, 2019.
- MIN, Y. *et al.* Flooding lowers the emissions of CO₂ and CH₄ during the freeze-thaw process in a lacustrine wetland. **Catena**, [s. l.], v. 227, n. November 2022, p. 107132, 2023.
- MIRANDA-VILLAGÓMEZ, E. *et al.* Nanophosphorus Fertilizer Stimulates Growth and Photosynthetic Activity and Improves P Status in Rice. **Journal of Nanomaterials**, [s. l.], v. 2019, 2019.
- MOHAMMED, A. A.; MUTAR, Z. H.; AL-BALDAWI, I. A. Alternanthera spp. based-phytoremediation for the removal of acetaminophen and methylparaben at mesocosm-scale constructed wetlands. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 11, p. e08403, 2021.
- MORAIS, C.J. **Influência da profundidade do meio de suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim vetiver.** 2019. 95 p. Tese (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Curitiba- PR, 2019.

MURRAY, A.; RAY, I. Wastewater for agriculture: A reuse-oriented planning model and its application in peri-urban China. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1667–1679, 2010.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of beef cattle**. 7.ed. Washington, D.C.: National Academy Press, 1996. 242p.

NING, Y. *et al.* Adaptive Significance of and Factors Affecting Plasticity of Biomass Allocation and Rhizome Morphology: a Case Study of the Clonal Plant *Scirpus planiculmis* (Cyperaceae). **Polish Journal of Ecology**, v. 62, n. 1, p. 77-88, 2014.

NING, Y. *et al.* Adaptive significance of and factors affecting plasticity of biomass allocation and rhizome morphology: a case study of the clonal plant *Scirpus planiculmis* (Cyperaceae). **Polish Journal of Ecology**, v. 62, n. 1, p. 77-88, 2014.

NGOC, B. *et al.* Chemosphere Estimation of the soil to plant transfer factor and the annual organ equivalent dose due to ingestion of food crops in Ho Chi Minh city ., **Chemosphere**, [s. l.], v. 259, p. 127432, 2020.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* Performance of tifton 85 grass under fertirrigation with slaughterhouse wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n.4, p. 790-800, 2017.

OTIENO, A. *et al.* Accumulation of nitrogen and phosphorous by vetiver grass (*Chrysopogon Zizanioides*) in a model constructed wetland treatment system for polishing municipal wastewater. 2018.

PAGLIUSO, D. *et al.* Duckweeds as promising food feedstocks globally. **Agronomy**, v. 12, n. 4, p. 796, 2022.

PANRARE, A.; TONDEE, T.; SOHSALAM, P. Effect of Plant Density in Constructed Wetland on Domestic Wastewater Treating Efficiency. **International Journal of Applied and Physical Sciences**, [s. l.], 2016.

PAVLINERI, N.; SKOULIKIDIS, N.T.; TSIHRINTZIS, V.A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, desing, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 308, p. 1120-1132, 2017.

PELLISSARI, C. *et al.* Incorporation of nitrogen and phosphorus in the leaves of *typha domingensis* pers. Macrophyte during treat dairy cattle wastewater in constructed wetlands. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 585–590, 2019.

PRADO, R. de M. *et al.* Aplicação de potássio no estado nutricional e na produção de matéria seca de mudas de maracujazeiro-amarelo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 295–299, 2004.

QUEIROZ, F. M. *et al.* Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v.12, n.2, p.77-90, 2004.

RAHMAN, M.-A. *et al.* Phytoremediation potential of *Schumannianthus dichotomus* in vertical subsurface flow constructed wetland. **Environmental Challenges**, [s. l.], v. 9, n. June, p. 100631, 2022.

- RAJAPAKSE, L. *et al.* Effects of water depth and litter accumulation on morpho-ecological adaptations of *Eleocharis sphacelata*. **Chemistry and Ecology**, v. 22, n. 1, p. 47-57, 2006.
- RAMOS, N. de F. S. *et al.* Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 123-132, 2017.
- REED, S.R.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, J.E. Natural Systems for Waste Management and Treatment. **McGraw-Hill**, 2a ed., New York, USA, 448p. 1995.
- REHMAN, F. *et al.* Optimal root oxygen release from two macrophytes *Saururus cernuus* L. and *Pistia stratiotes* L. varies with light and temperature in simulated constructed wetlands microcosms. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 26, n. February, p. 100697, 2023.
- RIBEIRO, J. L. *et al.* Valor nutritivo de silagens de capim-Marandu submetidas aos efeitos de umidade, inoculação bacteriana e estação do ano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 37, n. 7, p. 1176-1184, 2008.
- RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A. *et al.* Potential use of plant biomass from treatment wetland systems for producing biofuels through a biocrude green-biorefining platform. **Energies**, v. 14, n. 23, p. 8157, 2021.
- RODRIGUEZ, M.; BRISSON, J. Does the combination of two plant species improve removal efficiency in treatment wetlands? **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 91, p. 302-309, 2016.
- ROSALEM, P. F.; MARTINS, A. R.; CAMARGOS, L. S. Plant Physiology and Biochemistry How can the analysis of reserve dynamics after fire support the phenological insight of *Bulbostylis paradoxa* (Spreng .) Lindm (Cyperaceae)? **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 182, n. April, p. 167-173, 2022.
- ROSSI, E. *et al.* Profundidade do lençol freático no cultivo de canola. **Holos Environment**, v. 6, p. 131-136, 2015.
- SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. De. EXTRACTION CAPACITY OF GRASSES GROWN IN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEMS USING DIFFERENT ARRANGEMENTS AND SUBSTRATES. **Engenharia Agrícola**, v. 39, p. 668-675, 2019.
- SHALTOUT, K. H. *et al.* Evaluation of the nutrient status of some hydrophytes in the water courses of Nile Delta, Egypt. **ecologia mediterranea**, v. 36, n. 1, p. 77-87, 2010.
- SORRELL, B. K.; TANNER, C. C.; BRIX, H. Regression analysis of growth responses to water depth in three wetland plant species. **AoB Plants**, v. 2012, p. pls043, 2012.
- SOSSAI, T. P. *et al.* Utilização de lodo de esgoto da ETE de Poços de Caldas na adubação do feijoeiro. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.13, n.2, p. 88-97, 2016.

SOUZA, D. P. *et al.* Influência da fertirrigação por sulco utilizando água residuária e diferentes níveis de adubação na produtividade do feijoeiro. **Irriga**, v. 20, n. 2, p. 348-362, 2015.

STEGELMEIER, A. A. *et al.* The Use of PGPB to Promote Plant Hydroponic Growth. **Plants**, [s. l.], v. 11, n. 20, 2022.

SURALTA, R. R. *et al.* Root plasticity for maintenance of productivity under abiotic stressed soil environments in rice: Progress and prospects. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 220, p. 57–66, 2018.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science Technology**, v.44, n.11-12, pp.9-17, 2001.

TAYLOR, C.R. *et al.* Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. **Ecological Engineering**, v.37, n.5, p.703–710, 2011.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* The influence of plant roots on the clogging process and the extractive capacity of nutrients/pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, n. May, p. 54–60, 2018.

TONDERA, K. *et al.* Bioaugmentation of treatment wetlands – A review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 775, p. 145820, 2021.

TRUC, H. *et al.* Accumulation and distribution of nutrients , radionuclides and metals by roots , stems and leaves of plants. **Nuclear Engineering and Technology**, [s. l.], v. 55, n. 7, p. 2650–2655, 2023.

TSUKANOV, K.; SCHWARTZ, N. Relationship between wheat root properties and its electrical signature using the spectral induced polarization method. [s. l.], n. January, p. 1–12, 2020.

TSUKANOV, K.; SCHWARTZ, N. Rhizosphere The influence of roots on soil ' s electrical signature. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 25, n. December 2022, p. 100670, 2023.

TURCIOS, A. E. *et al.* From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 190, n. March, 2021.

UCKER, F.E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.7, n.3, p. 87-98, 2012.

VIEIRA, C. L. *et al.* Use of vetiver grass to the erosion control and ground cover on áreas with sandizations at the southeast portion of RS state, Brazil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v.1, n.2, p. 338-351, 2018.

VIEGAS, C.; GOUVEIA, L.; GONÇALVES, M. Aquaculture wastewater treatment through microalgal. Biomass potential applications on animal feed, agriculture, and energy. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 286, n. February, 2021.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

WANG, J. *et al.* Efficient removal mechanism of an electrical conductivity-enhanced constructed wetlands under particle accumulated conditions. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 411, n. November 2022, p. 137257, 2023.

WANG, L. *et al.* Carbon nanotubes and plant diversity reduce greenhouse gas emissions and improve nitrogen removal efficiency of constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 380, n. P1, p. 135023, 2022.

WANG, X. *et al.* Bioaugmented constructed wetlands for denitrification of saline wastewater: a boost for both microorganisms and plants. **Environment international**, v. 138, p. 105628, 2020.

WEIGAND, M.; KEMNA, A. Multi-frequency electrical impedance tomography as a non-invasive tool to characterize and monitor crop root systems. [s. l.], p. 921–939, 2017.

WESTERN CONSORTIUM FOR PUBLIC HEALTH. **The City of San Diego Total Resource Recovery Project Health Effects Study**. Final Summary Report, Oakland, CA., 1992.

WHITE, P. J.; BROADLEY, M. R. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: A review. **Annals of Botany**, [s. l.], v. 88, n. 6, p. 967–988, 2001.

WIERZBOWSKA, J. *et al.* Environmental application of ash from incinerated biomass. **Agronomy**, v. 10, n. 4, p. 482, 2020.

WIESSNER, A. *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. **Water Research**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 248–256, 2005.

WU, Z. *et al.* Landscape ecological network construction controlling surface coal mining effect on landscape ecology: A case study of a mining city in semi-arid steppe. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 133, p. 108403, 2021.

XU, G. *et al.* Advances in chloride nutrition of plants: Advances in Agronomy. **Academic Press**, v. 68, p. 97-150, 2000.

YADAV, N. *et al.* Insights on the role of periphytic biofilm in synergism with *Iris pseudacorus* for removing mixture of pharmaceutical contaminants from wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 418, n. March, p. 126349, 2021.

YAMAUCHI, T. *et al.* Aerenchyma formation in crop species: a review. **Field Crops Research**, v. 152, p. 8-16, 2013.

YAN, B. *et al.* Chemosphere Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands : Plant species , in fl uent loads and salinity levels as in fl uencing factors. [s. l.], v. 187, p. 52–61, 2017.

YAO, Z. *et al.* Effects of plant physiological responses under nitrogen stress on pollutant removal in subsurface constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 51, n. September 2022, p. 103351, 2023.

YATAWARA, M. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology and Innovation**, [s. l.], v. 24, p. 101928, 2021.

YILDIRIM, K.; KASIM, G. C. Phytoremediation potential of poplar and willow species in small scale constructed wetland for boron removal. **Chemosphere**, v. 194, p. 722-736, 2018.

YOON, H. Y. *et al.* Structural variation of humic-like substances and its impact on plant stimulation: Implication for structure-function relationship of soil organic matters. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 725, 2020.

YUAN, G. *et al.* Growth and C/N metabolism of three submersed macrophytes in response to water depths. **Environmental and Experimental Botany**, v. 122, p. 94-99, 2016.

YUAN, L. *et al.* Influence of electrical fields enhanced phytoremediation of multi-metal contaminated soil on soil parameters and plants uptake in different soil sections. **Environmental Research**, [s. l.], v. 198, n. December 2020, p. 111290, 2021.

ZAPAROLI, B. R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal Viçosa, Viçosa-MG, 81p. 2011.

ZHANG, J. *et al.* Root vertical spatial stress: A method for enhancing rhizosphere effect of plants in subsurface flow constructed wetland. **Environmental Research**, v. 231, p. 116083, 2023.

ZHANG, L. u *et al.* Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. **DES**, [s. l.], v. 250, n. 3, p. 915–920, 2010.

ZHANG, L. *et al.* Integrated environmental influences quantification of pilot-scale constructed wetlands based on modified ecological footprint assessment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 843, n. June, 2022.

ZHAO, W. qing *et al.* Effects of planting dates and shading on carbohydrate content, yield, and fiber quality in cotton with respect to fruiting positions. **Journal of Integrative Agriculture**, [s. l.], v. 17, n. 5, p. 1106–1119, 2018.

ZHAO, X. *et al.* Microalgae-based constructed wetland system enhances nitrogen removal and reduce carbon emissions: Performance and mechanisms. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 877, n. December 2022, p. 162883, 2023.

3. CONCLUSÕES GERAIS

Com a realização do trabalho, pode-se concluir que:

- Plantas possuem papel essencial no desempenho e operação de Sistemas Alagados Construídos (SACs);
- A escolha da espécie vegetal e o adequado manejo possuem papel-chave na remoção de contaminantes;
- As condições operacionais impostas (flutuações no nível de esgoto) durante a fase de aclimatação no experimento realizado não tiveram impacto significativo no desempenho dos SACs monitorados;
- O rebaixamento do nível de efluente na fase de aclimatação, no entanto, resultou em maior volume radicular e estresse, resultando em menor crescimento da parte aérea e capacidade extratora em comparação com o SAC com rebaixamento intermediário;
- Essa forma de manejo na fase de aclimatação resultou em um aumento do volume de raízes no SAC 3 e também em um causou um estresse mais intenso na unidade em questão, levando a uma maior densidade de raízes, mas resultando em um menor crescimento da parte aérea e uma capacidade extratora inferior em comparação com a unidade do SAC que teve um rebaixamento intermediário.
- Essa forma de manejo na fase de aclimatação resultou em um aumento no volume de raízes no SAC 3, ao mesmo tempo em que provocou um estresse mais pronunciado nessa unidade específica, isto é, o rebaixamento do nível do efluente resultou em uma densidade radicular maior, porém um crescimento reduzido da parte aérea e uma capacidade extratora inferior em comparação com ao SAC 2 que passou por um rebaixamento intermediário.