



**MARCOS VINÍCIOS DOS SANTOS SILVA**

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMA ALAGADO  
CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL PLANTADO COM *Tulbaghia violacea***

**LAVRAS – MG  
2023**

**MARCOS VINÍCIOS DOS SANTOS SILVA**

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO DE  
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL PLANTADO COM *Tulbaghia*  
*violacea***

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal de Lavras, como parte das  
exigências do Curso de Engenharia Ambiental e  
Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora

M.Sc. Lívia Dal Sasso de Souza  
Coorientadora

**LAVRAS – MG  
2023**

*Dedico este trabalho aos meus pais que sempre me apoiaram em todas as etapas da minha vida acadêmica e pessoal, e que foram os meus maiores incentivadores. Dedico também à minha avó Edite (in memoriam), que sempre me inspirou com sua sabedoria e amor incondicional.*

*Dedico*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus por me conceder força, sabedoria e perseverança ao longo desta jornada.

Agradeço aos meus pais, Marcos e Marinês, e ao meu irmão Gabriel pelo amor, apoio e compreensão incondicionais. Vocês sempre acreditaram em mim e me incentivaram a perseguir meus sonhos. Sem o apoio de vocês, esta conquista não seria possível.

A memória dos meus queridos avós Braz e Maria, e em especial à minha saudosa avó Edite, dedico uma gratidão eterna. Foi ela quem sempre sonhou com este momento, que me inspirou com sua força e determinação. Sinto sua presença em cada conquista e sou grato pelo seu exemplo de perseverança. Sei que, onde quer que estejam, estão orgulhosos de mim.

Aos meus amigos e à República MonaLisa, que foi meu lar durante esses anos de estudos, meu profundo agradecimento. Vocês foram meu suporte, meu refúgio e minha fonte de alegria nos momentos de intensa dedicação. Compartilhamos risadas, desafios e momentos inesquecíveis. Agradeço por todo o apoio, incentivo e compreensão ao longo dessa caminhada.

A Preserva Júnior, ao centro acadêmico Recicla e a ONG Engenheiros Sem Fronteiras, sou grato por todas as oportunidades de aprendizado e envolvimento em projetos significativos. Cada experiência com vocês contribuiu para o meu crescimento profissional e para uma visão mais ampla da minha área de atuação. Agradeço por compartilharem seus conhecimentos e por promoverem ações transformadoras em nossa sociedade.

A minha orientadora Dr<sup>a</sup>. Fátima Resende Luiz Fia, minha gratidão pela sua orientação, sabedoria e comprometimento ao longo deste processo. Suas orientações foram fundamentais para aprimorar meu trabalho e expandir minha compreensão sobre o tema.

A minha coorientadora M.Sc. Lívia Dal Sasso de Souza, meu mais profundo agradecimento. Sua dedicação, entusiasmo e expertise foram essenciais para a realização deste trabalho. Agradeço por sua paciência, por acreditar em mim e por compartilhar seu conhecimento de forma tão generosa.

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, minha admiração e gratidão por compartilharem seu conhecimento, incentivarem minha curiosidade e contribuírem para minha formação acadêmica.

Por fim, à Universidade Federal de Lavras, meu agradecimento pelo ambiente acadêmico acolhedor, pelos recursos disponíveis e pela formação de excelência.

## RESUMO

A falta de saneamento básico ainda é um dos principais desafios enfrentados no Brasil, principalmente em municípios de pequeno porte e comunidades rurais. Neste contexto, os sistemas alagados construídos (SACs) surgem como uma alternativa simplificada para o tratamento descentralizado de esgotos, com vantagens ambientais, econômicas e sociais. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) plantado com *Tulbaghia violacea* na remoção de poluentes de esgoto sanitário. O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA, de junho a agosto de 2022, com o SAC-EHSS construído em fibra de vidro, com 0,80 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,25 m de altura, preenchido com brita #0 e com o nível d'água 0,05 m abaixo da superfície do sistema. Uma segunda linha de tratamento sem a espécie *T. violacea*, foi construída como unidade controle. A água residuária aplicada de forma contínua nos SACs-EHSS foi o esgoto sanitário da universidade após tratamento secundário em reator UASB. O monitoramento foi realizado semanalmente, com amostragens na entrada e saída dos SACs-EHSS e encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental. Foram realizadas análises de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P). Os dados foram submetidos ao teste de Wilcoxon, a 5 % de significância. As variáveis pH, ST e DQO não sofreram interferência significativa devido à presença da espécie vegetal, mas o SAC-EHSS plantado com *Tulbaghia violacea* apresentou maiores reduções nas concentrações de nutrientes quando comparado ao controle. A espécie ornamental *Tulbaghia violacea* pode ser recomendada para uso em SACs-EHS, mas sugere-se estudos com foco na otimização do manejo da espécie.

**Palavras-chave:** saneamento descentralizado, tratamento de águas residuárias, tratamento terciário, alho social.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>8</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivos específicos</b> .....	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>8</b>
<b>3.1</b>	<b>Esgotamento sanitário no Brasil e as soluções descentralizadas</b> .....	<b>8</b>
<b>3.2</b>	<b>Sistemas Alagados Construídos (SACs)</b> .....	<b>10</b>
<b>3.3</b>	<b>Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)</b>	<b>14</b>
<b>3.4</b>	<b>Componentes dos SACs</b> .....	<b>16</b>
<b>3.4.1</b>	<b>Meio suporte</b> .....	<b>16</b>
<b>3.4.2</b>	<b>Espécie vegetal</b> .....	<b>17</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>19</b>
<b>4.1</b>	<b>Caracterização do experimento</b> .....	<b>19</b>
<b>4.2</b>	<b>Monitoramento e variáveis de qualidade da água analisadas</b> .....	<b>21</b>
<b>4.3</b>	<b>Análises estatísticas</b> .....	<b>22</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>22</b>
<b>5.1</b>	<b>Variação de pH e condutividade elétrica</b> .....	<b>22</b>
<b>5.2</b>	<b>Remoção de sólidos e matéria orgânica</b> .....	<b>25</b>
<b>5.3</b>	<b>Remoção de nutrientes</b> .....	<b>27</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>30</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>31</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O acesso ao saneamento básico adequado é um desafio que afeta milhões de pessoas em todo o mundo e o Brasil não é uma exceção. A falta de esgotamento sanitário adequado resulta em problemas ambientais, de saúde pública e de qualidade de vida para a população. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2021) aproximadamente 44,2% da população brasileira ainda não possui acesso à coleta e tratamento de esgoto e apenas 51,2% dos efluentes gerados no país são devidamente tratados.

O tratamento adequado do esgoto contribui para a prevenção de doenças, evitando a propagação de agentes patogênicos e reduzindo os riscos à saúde da população. Além disso, o tratamento de esgoto é essencial para preservar a qualidade dos corpos d'água, evitando a poluição destes ambientes e protegendo a fauna e flora aquáticas. Ao remover poluentes, nutrientes e substâncias tóxicas presentes no esgoto, o tratamento contribui para a manutenção do equilíbrio ecológico.

A utilização de alternativas de tratamentos descentralizados de esgoto é uma abordagem cada vez mais adotada devido aos benefícios que oferece, pois possibilitam o tratamento do esgoto próximo às fontes de geração, reduzindo a necessidade de transporte de grandes volumes de esgoto para estações de tratamento distantes (MESQUITA et al, 2021). Além disso, a descentralização do tratamento de esgoto permite uma maior flexibilidade na adaptação às necessidades locais, levando em consideração fatores como a disponibilidade de espaço, a infraestrutura existente e as características socioeconômicas da região.

Dentre as alternativas de tratamento descentralizado, os sistemas alagados construídos (SACs) ou *wetlands* construídos têm se destacado como uma opção eficaz e sustentável. É composto por plantas aquáticas, microrganismos e meios filtrantes saturados ou parcialmente saturados, como areia ou cascalho, que visam reproduzir em ambientes controlados a dinâmica de depuração que ocorrem em ambientes alagados naturais (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2011). Os SACs possuem menores custos de operação e manutenção quando comparados a outras tecnologias de tratamento, operação simples e remoção de poluentes satisfatória. Porém, como toda unidade de tratamento também apresenta desvantagens, como problemas operacionais (destaque para a colmatação), dependência de fatores ambientais e o requerimento de área para sua instalação (VALIPOUR et al., 2009).

As espécies vegetais são amplamente utilizadas para auxiliar no tratamento de efluentes e na despoluição da água. Essas plantas desempenham um papel importante na remoção de

nutrientes e poluentes presentes no esgoto. As macrófitas comumente utilizadas nos SACs fornecem uma grande área de superfície para o crescimento microbiano, o que ajuda a estabilizar a matéria orgânica e melhora o desempenho da filtragem física, além de prevenir o entupimento dos sistemas. No contexto de espécies ornamentais, há um crescente interesse e estudos em utilizar essas plantas em SACs, para garantir que as plantas utilizadas não apenas desempenhem sua função de tratamento de efluentes, mas também contribuam esteticamente para o ambiente.

Neste contexto, a *Tulbaghia violacea*, também comumente conhecida como alho-social, nunca utilizada em SAC-EHSS em escala piloto, foi adotada para o tratamento de esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras (UFLA) em Lavras, Minas Gerais após tratamento secundário visando a contribuição para remoção de poluentes e a integração ao ambiente, por ser uma planta ornamental utilizada no paisagismo propiciando a aceitação do usuário quanto a alternativa de tratamento.

## **2 OBJETIVOS**

Avaliar o desempenho de um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) plantado com *Tulbaghia violacea* na remoção de poluentes de esgoto sanitário.

### **2.1 Objetivos específicos**

- Avaliar SAC-EHSS plantado com *Tulbaghia violacea* para remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes de esgoto sanitário;
- Comparar o SAC-EHSS plantado com o controle (não plantado).

## **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **3.1 Esgotamento sanitário no Brasil e as soluções descentralizadas**

A falta de serviços de saneamento, especialmente coleta e tratamento de esgoto, pode ter impactos ambientais, sociais e econômicos. O lançamento de esgoto em corpos hídricos resulta na deterioração da qualidade da água e no desequilíbrio do ecossistema devido à diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), altas cargas orgânicas e de nutrientes, que causa a eutrofização do meio aquático que em casos avançados causa danos estéticos,

recreacionais e conseqüente aumento nos custos de tratamento da água (VON SPERLING, 2014).

Além de promover diferentes usos dos corpos d'água, melhorias no saneamento básico resultam diretamente em progresso na saúde pública e minimização de casos de doenças de veiculação hídrica (JUNG; LOU; CHENG, 2017). O saneamento está diretamente relacionado e é fator decisivo para a redução da mortalidade infantil, dados observados entre 1991 e 2010, período em que a população com coleta e tratamento de esgoto aumentou, apresentou uma diminuição da mortalidade infantil em 64,71%, o que reforça a importância destes serviços para a melhoria da saúde da população (SILVA; ESPERIDIÃO, 2017). Nos últimos anos, houve um aumento no investimento em saneamento básico no Brasil como resultado de leis e políticas públicas voltadas para a universalização dos serviços de saneamento. Em 2020, foi aprovado o novo marco legal do saneamento básico, que busca incentivar a participação da iniciativa privada e aumentar os investimentos no setor, visando melhorar a infraestrutura de coleta e tratamento de esgoto e aumentar a cobertura em todo o país.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (BRASIL, 2021), 44,2% da população brasileira não tem acesso à coleta e tratamento de esgoto, e apenas 51,2% do esgoto produzido é tratado. As taxas de tratamento de esgoto são de 14,0% no Norte, 30,2% no Nordeste, 81,7% no Sudeste, 48,4% no Sul e 61,9% no Centro-Oeste (SNIS, 2021). Existem disparidades regionais e sociais, áreas marginais e rurais não recebem o mesmo nível de atendimento devido ao alto custo de construção e manutenção de sistemas de saneamento convencionais (MASSOUD et al. 2009), 64,1% da população urbana têm acesso a serviços de saneamento, enquanto apenas 20,58% da população rural é atendida com esgotamento sanitário (BRASIL, 2019). Nesse contexto, é necessário desenvolver alternativas de tratamento de efluentes que viabilizem de forma descentralizada, com baixo custo de construção e operação, a redução da contaminação no corpo receptor e a universalização do esgotamento sanitário no país.

Os sistemas descentralizados de tratamento de efluentes são caracterizados pela possibilidade de tratamento próximo à fonte, com tecnologias compactas, de menor custo, que requerem pouca ou nenhuma energia e também de pouca manutenção, um atrativo para a população urbana de baixa renda do Brasil e que vive longe dos grandes centros urbanos (OLIVEIRA JÚNIOR et al. 2013). Neste conceito, todo o esgoto gerado pode ser tratado ou separado em água cinza e água do vaso sanitário. No segundo caso, o esgoto proveniente do vaso sanitário é encaminhado para tratamento biológico, enquanto a água cinza pode ser

aproveitada após o tratamento. No entanto, o tratamento sem separação das águas ainda prevalece no Brasil, principalmente devido a dificuldades estruturais (TRATA BRASIL, 2022).

Várias tecnologias de tratamento são usadas no modelo descentralizado de tratamento de esgoto. No entanto, a alternativa predominante é a aplicação de reatores de tratamento anaeróbio, principalmente fossas sépticas, que apesar de sua relevância no cenário nacional, tem o desempenho questionado por estudos que avaliam seu funcionamento e eficiência (MASSOUD et al. 2009). Outras tecnologias descentralizadas vêm sendo estudadas, como os tanques de evapotranspiração, ciclo de bananeiras, valas de infiltração, círculos de biorremediação, biodigestores, lagoas de maturação, filtros anaeróbios, entre outros (PERJESSY, 2017). Dentre as possibilidades de tecnologias descentralizadas, destacam-se os Sistemas Alagados Construídos (SACs), também conhecidos como *Wetlands* Construídos, que em relação a outras tecnologias, são sistemas de menor custo, de fácil construção, manutenção e operação (SEZERINO, 2006).

### 3.2 Sistemas Alagados Construídos (SACs)

Os sistemas alagados são comumente encontrados no meio ambiente e são sistemas de transição entre sistemas terrestres e aquáticos, como pântanos, várzeas, manguezais e lagos rasos (SOUSA et al. 2004). Segundo Carapeto (2016), os ambientes naturais são considerados um dos ecossistemas mais produtivos e possuem propriedades únicas na gestão do fluxo de nutrientes e poluentes. No entanto, apresentam ampla variação dependendo da geologia, geomorfologia, solos da área e das condições climáticas predominantes.

Os sistemas alagados construídos (SACs) ou *wetlands* construídos são unidades de tratamento que visam reproduzir os processos naturais de tratamento de esgoto em ambientes alagados (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2011). Esses sistemas são uma opção a ser considerada para o tratamento de esgoto por apresentarem menores custos de operação e manutenção, operação simples e taxas satisfatórias de remoção de poluentes (MATOS, 2015; VYMAZAL, 2007). Este sistema é constituído por plantas aquáticas suportadas por um meio filtrante, saturado ou parcialmente saturado (areia, cascalho ou outro material), com fundo impermeável para evitar a infiltração e transporte de poluentes para o solo. O desenvolvimento de microrganismos no meio suporte possibilita a remoção de substâncias orgânicas e nutrientes do esgoto por meio de processos físicos, químicos e biológicos (MATOS, 2015).

A primeira aplicação do SAC foi feita na Alemanha por Käthe Seidel do Instituto Max Planck na década de 1950. Foi originalmente usado para remover fenol e reduzir a carga

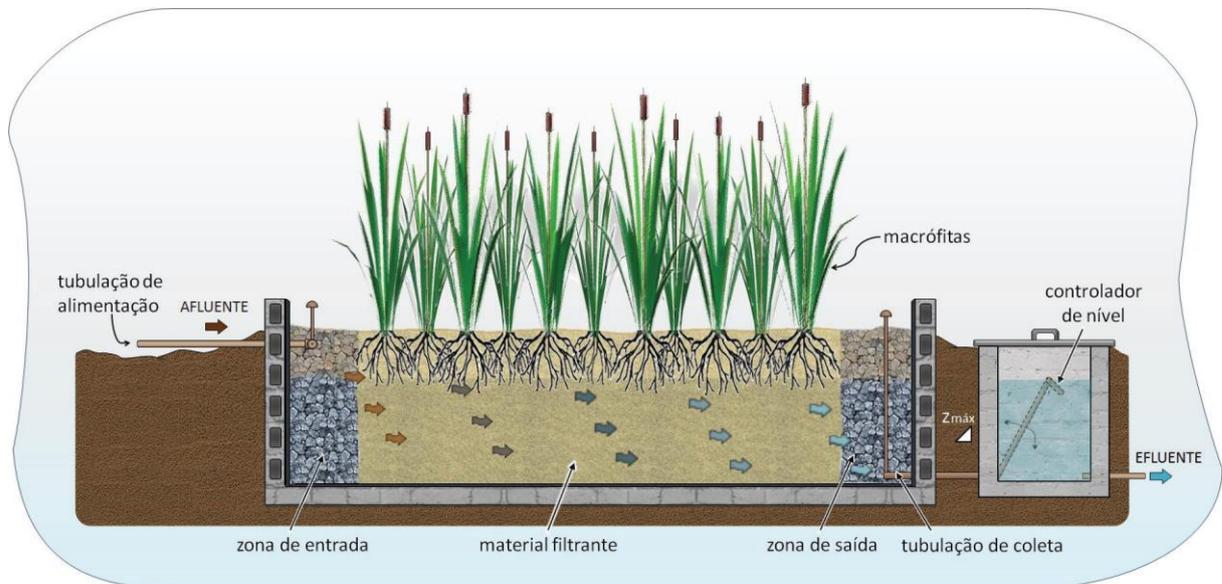
orgânica de efluentes de laticínios (KADLEC; KNIGHT, 1996). No Brasil, as primeiras experiências com SACs com objetivo de melhorar a qualidade da água e controlar a poluição foram realizadas no início da década de 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR.; SALATI; SALATI, 1999).

Os SACs podem ser classificados como superficiais ou subsuperficiais, sendo o subsuperficial considerado mais adequado para receber efluentes de reatores anaeróbios, devido ao menor potencial de liberação de odores desagradáveis e à presença de insetos e animais considerados vetores de doenças. Os SACs subsuperficiais podem ainda ser divididos de acordo com a orientação do escoamento hidráulico, em horizontal (SAC-EHSS) ou vertical (SAC-EVSS). Existe também uma configuração que combina SAC-EHSS e SAC-EVSS, denominada de sistemas híbridos (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008).

Nos sistemas superficiais, o escoamento ocorre livre, com o esgoto exposto ao ambiente. Os processos envolvidos no tratamento de esgoto são: sedimentação, filtração, oxidação biológica, adsorção e precipitação (MATOS; LO MONACO, 2003). Devido a sua semelhança com ecossistemas naturais e águas residuárias expostas às condições ambientais, pode-se observar a presença de vários organismos como insetos, peixes, répteis, aves e mamíferos, também é mais propício a maus odores (FONSECA, 2008).

Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) diferem dos *wetlands* naturais devido ao escoamento sem água livre na superfície e leitos com material de suporte para sustentação das plantas aquáticas plantadas (Figura 1). O nível da água fica abaixo da superfície do leito e o esgoto esco horizontalmente em contato com as raízes e rizomas das plantas, onde se forma um biofilme bacteriano. Em geral, possuem baixa capacidade nitrificante, pois o escoamento ocorre abaixo do nível do leito e a transferência de oxigênio pelas raízes é baixa, o que prejudica o processo de nitrificação (RAMOS et al., 2017). Nesta configuração a desnitrificação é muito provável devido à predominância de condições anaeróbias e anóxicas, além da absorção e volatilização pelas plantas (VYMAZAL, 2005).

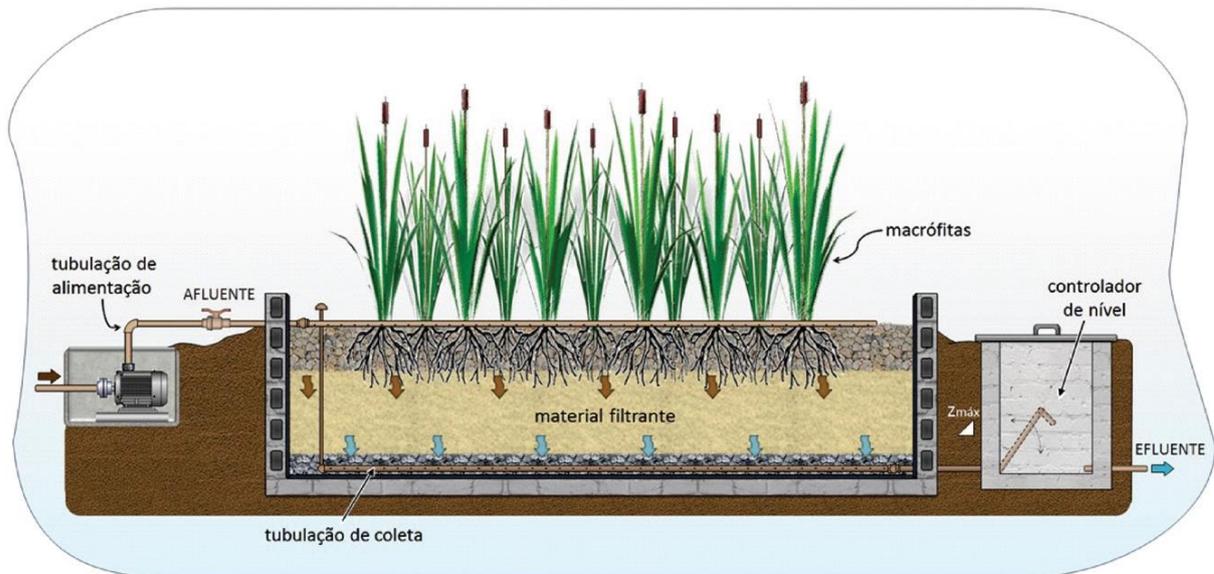
Figura 1 - Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS).



Fonte: Sezerino et al. (2018).

Nos SACs de escoamento vertical (SACs-EVSS) (Figura 2), o tratamento ocorre a partir da percolação do esgoto através do meio filtrante e através da zona radicular das plantas. Na parte inferior do meio filtrante há uma série de canais que coletam o esgoto tratado. A dosagem funciona em bateladas, o escoamento ocorre normalmente em meio saturado, e após a aplicação o meio volta a ser insaturado e provavelmente aeróbio (SEZERINO, 2006). São sistemas com boa eficiência de transferência de oxigênio, permitindo a nitrificação da amônia ionizada ou amônio, são mais propícios à nitrificação, mas não a desnitrificação, além disso, têm a vantagem da dispensa da presença de etapas de tratamentos primários, podendo ser utilizados como primeira etapa do tratamento (após tratamento preliminar) e aplicados no tratamento de efluentes com alta concentração de nitrogênio (DOTRO et al., 2017; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2009).

Figura 2 - Sistema alagado construído de escoamento vertical (SACs-EV).

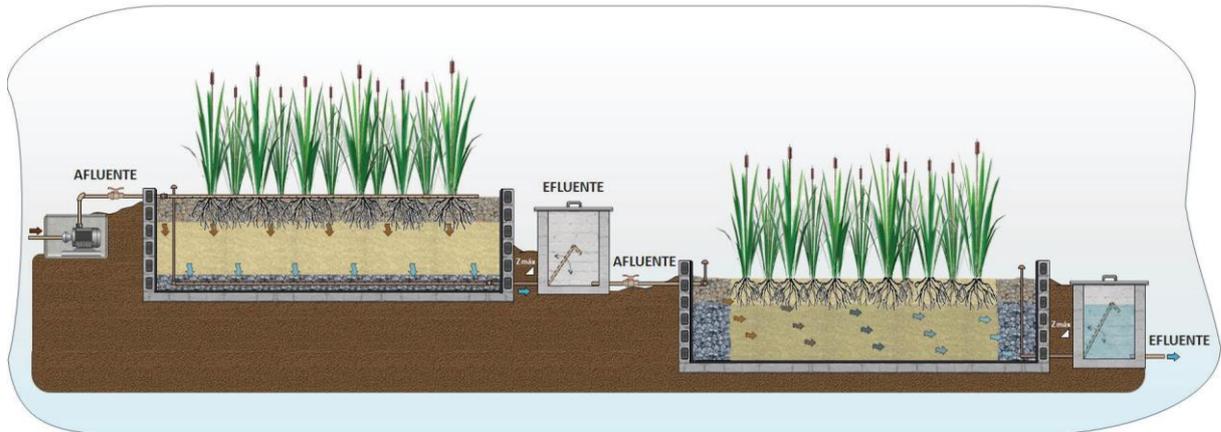


Fonte: Sezerino et al. (2018).

Os sistemas híbridos, inicialmente estudados na Europa em meados da década de 1960, buscam utilizar e combinar as vantagens de SACs de escoamento vertical e horizontal visando à melhoria de seu desempenho, especialmente no que diz respeito à remoção de nitrogênio (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Além disso, a área necessária para o leito filtrante pode ser reduzida, assim como a possibilidade de entupimento. Essa configuração tem se apresentado como uma opção vantajosa para uso em pequenas comunidades, dado que o sistema é de fácil operação e manutenção, custo relativamente baixo e permite a remoção de nitrogênio e fósforo (SUNTTI et al., 2013).

Os tipos de SACs, definidos fundamentalmente pela profundidade e direção do escoamento de esgoto, pode ser interessante combinar ambas as unidades (escoamento vertical e horizontal), como nos chamados sistemas híbridos, possibilitando a nitrificação e desnitrificação, bem como o uso de outras vantagens comparativas de cada configuração (SEZERINO et al., 2015). A associação de sistemas híbridos mais comuns é aquela que unem sistemas plantados de escoamento vertical e horizontal (VYMAZAL, 2005), representadas na Figura 3.

Figura 3 - Sistema alagado construído de escoamento híbrido.



Fonte: Sezerino et al. (2018).

### 3.3 Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

Nos SACs-EHSS, o esgoto é introduzido na entrada e flui lentamente por um meio poroso abaixo da superfície do leito até a saída, onde é coletado. Ao passar, o efluente entra em contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A maioria das zonas são anóxicas/anaeróbias devido à saturação hidráulica permanente, mas existem zonas aeróbias ao redor das raízes e rizomas que permitem a entrada de oxigênio no substrato. Os SACs-EHSS são comumente selados com material impermeabilizante para evitar infiltrações e proporcionar drenagem (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008).

Além de menores custos de operação e manutenção, principalmente quando comparados a outras tecnologias de tratamento mecanizadas, em geral, não consomem energia elétrica e a vazão é mantida apenas por gravidade, por outro lado, não são sistemas adequados quando os poluentes alvo são apenas amônia ou fósforo (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008). Do ponto de vista tecnológico, o maior problema dos SACs-EHSS é a colmatação do leito, que é o entupimento do espaço poroso no material filtrante (MATOS; MATOS, 2017). Isso pode ser eliminado pela remoção efetiva de sólidos suspensos nas unidades de pré-tratamento e pela seleção de materiais de filtragem grosseiros. Da mesma forma, os SACs-EHSS requerem uma área de superfície maior, o que pode inviabilizar seu uso em determinadas condições (MIRANDA et al., 2016).

SACs-EHSS são comumente usados para tratamento secundário de águas residuárias, mas muitas outras aplicações foram relatadas na literatura, podendo ser usado para tratar vários tipos de águas residuárias, como, por exemplo, águas residuárias de atividades agrícolas

(MADDOX; KINGSLEY, 1989; KOSKIAHO et al., 2003; SAEED et al., 2018), laticínios (YAZDANIA et al., 2019), curtumes (CALHEIROS et al., 2007; SAEED; SUN, 2012), indústrias têxteis (MBULIGWE, 2005; SAEED; SUN, 2013), indústria de pasta e papel (KNIGHT et al., 2000), drenagem ácida de minas (KLEINMANN; GIRTS, 1987), etc.

Os SACs-EHSS são eficazes na remoção de compostos orgânicos, sólidos suspensos, patógenos e metais pesados, os compostos orgânicos sendo degradados por bactérias em condições aeróbias e anaeróbias. Estudos relatam que a capacidade de transporte de oxigênio nesses sistemas é insuficiente para garantir a decomposição aeróbia, então os processos anaeróbios desempenham um papel importante. Os sólidos suspensos se depositam em microbolsas no leito de filtração ou são filtrados. A remoção de amônia ionizada ou amônio por nitrificação pode ser limitada pela falta de oxigênio no meio filtrante, no entanto, SACs-EHSS fornecem condições adequadas para desnitrificação. A remoção de fósforo é baixa, exceto com a utilização de substratos com alta capacidade de sorção (BAPTESTINI et al., 2017; MATOS; MATOS, 2017).

Os mecanismos de remoção de poluentes em SACs-EHSS incluem processos físicos, químicos e biológicos. O processo físico envolve a sedimentação de partículas em suspensão presentes nas águas residuárias, resultando na remoção de poluentes. Quanto maior o tempo de detenção do efluente, maior a sedimentação. O processo de sedimentação de sólidos depende da gravidade e essas partículas são depositadas no fundo do tanque (SAEED et al., 2012). O processo de sedimentação não só reduz a matéria orgânica, mas também elimina bactérias e coliformes (LIU et al., 2008).

A remoção de matéria orgânica sedimentável é muito rápida em todos os tipos de SACs e é causada por condições quiescentes em sistemas de escoamento superficial e por sedimentação e filtração em sistemas de escoamento subsuperficial. Ocorre por meio da decomposição aeróbia e anaeróbia, dependendo da disponibilidade ou não de oxigênio no local. No entanto, não é recomendada a aplicação de grandes cargas de sólidos na zona de entrada de SACs-EHSS (REED; BROWN, 1995).

Em SACs, o nitrogênio pode sofrer diversas transformações: ser assimilado pelas plantas, preferencialmente como íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ); lixiviado para o fundo da unidade; liberado como gás para a atmosfera e liberado como efluente, geralmente na forma dissolvida (VON SPERLING; OLIVEIRA, 2009). A capacidade dos SACs em remover fósforo é limitada em comparação com sua capacidade de remover nitrogênio, pois não há mecanismo para apoiar a liberação definitiva de fósforo nesses sistemas semelhantes à desnitrificação. A adsorção é um processo importante para a remoção de fósforo e metais pesados (LIU et al.,

2008; RAMOS et al., 2017). O acúmulo de fósforo em SACs, portanto, é maior que o acúmulo de nitrogênio (VON SPERLING; OLIVEIRA, 2009).

Os patógenos em SACs são eliminados por mecanismos físicos, como filtração de biofilmes aderidos a macrófitas, floculação ou fixação, sedimentação e exposição aos raios ultravioleta (UV); mecanismos químicos, como oxidação, adsorção de matéria orgânica e exposição a toxinas liberadas por plantas e outros microorganismos; e, mecanismos biológicos, como predação parasitária e ataque bacteriano e por vírus bacteriófagos (VON SPERLING et al. 2005).

### 3.4 Componentes dos SACs

#### 3.4.1 Meio suporte

A escolha do meio suporte tem um efeito direto no desempenho dos SACs, atua na filtração das águas residuárias durante o processo de tratamento e no suporte para o desenvolvimento da planta. Propriedades físicas como uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica influenciam os processos que ocorrem durante o tratamento dos efluentes (DUARTE, 2002). A escolha do meio suporte está diretamente relacionada ao tipo de escoamento e à remoção de poluentes desejada. Não devem ser utilizados substratos que contenham alto teor de argila, pois os poluentes, ao invés de serem degradados por microrganismos, acumulam no substrato e, após a saturação, são lançados novamente nas águas residuárias (DUARTE, 2002). A escolha do material filtrante também se mostra importante para a vida útil do sistema, porque meios muito finos podem possibilitar a colmatação do leito (KADLEC; WALLACE, 2008).

É necessário que seja um material capaz de manter boas condições de escoamento ao longo do tempo (condutividade hidráulica) aliado a um potencial reativo, ou seja, capaz de promover a adsorção de compostos inorgânicos presentes em efluentes como íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). SACs-EHSS quando aplicados ao tratamento de águas residuárias, tanto a nível secundário como terciário, são normalmente constituídos por areia e/ou cascalho como material filtrante (COOPER et al., 1996).

Monteiro (2009) recomenda a utilização de mais de um material de preenchimento ao longo do leito, uma vez que a qualidade do efluente varia ao longo do sistema, permitindo, assim, a utilização de materiais mais adequados. Vários estudos têm sido desenvolvidos em SACs-EHSS com materiais filtrantes alternativos, sendo a maioria composta por resíduos industriais, da construção civil e agrícolas, como bagaço de açúcar, lascas de mármore, pó de

ferro, areia sylhet, solo, biocarvão de casca de arroz, turfa de coco, escória, tijolos reciclados, pedras, agregado de argila expandida, cascalho, areia, serragem, carvão, ferro de valência zero, etc. (SAEED et al., 2012; KADAVERUGU, 2016; MESQUITA et al., 2013; SABA; HLA, 2004; YAZDANIA et al., 2019; WITTHAYAPHIROM et al., 2020)

### 3.4.2 Espécie vegetal

As espécies vegetais são de grande importância no tratamento de efluentes, pois atuam absorvendo nutrientes, introduzindo oxigênio no sistema, removendo fisicamente compostos, além de influenciar a comunidade microbiana (TAYLOR et al., 2011). Assim, o manuseio e uso das plantas é fator fundamental para o bom desempenho dos SACs. Recomenda-se a seleção de espécies resistentes a altas cargas orgânicas e com maior capacidade de absorção de nutrientes. É possível optar pelo uso de plantas ornamentais ou que tenham algum valor econômico agregado, pois se tornam visualmente mais agradáveis e favorecem a aceitação do usuário quanto à implantação dos SACs (SANDOVAL-HERAZO et al., 2018).

As macrófitas comumente utilizadas nos SACs fornecem uma grande área de superfície para o crescimento microbiano, o que ajuda a estabilizar a matéria orgânica e melhora o desempenho da filtração física, além de prevenir o entupimento dos sistemas (BRIX, 1994). Absorvem nutrientes, aumentam a superfície específica para o crescimento de microrganismos, isolam o leito filtrante no inverno, servem de substrato para o crescimento de bactérias aderidas, liberam oxigênio para a rizosfera, absorvem e armazenam nutrientes e liberam exsudatos radiculares com propriedades antimicrobianas na região da rizosfera (BRIX, 1997).

Muitas espécies podem ser usadas nos SACs, mas vários fatores devem ser considerados ao selecionar uma espécie, como o tipo de água residuária, a capacidade de adaptação às condições climáticas e condições de inundação e a capacidade de extração de nutrientes (TEIXEIRA, 2018). Segundo Kadlec e Wallace (2008), a presença de plantas em SACs contribui para uma maior eficiência de remoção de poluentes em relação aos sistemas não vegetados, principalmente quando as plantas estão em pleno desenvolvimento vegetativo, o que aumenta a absorção de nutrientes.

Em termos de manejo, recomenda-se o corte frequente da parte aérea para aumentar a capacidade de extração de nutrientes e outros compostos, pois os cortes induzem o crescimento e é na fase de crescimento que as plantas requerem mais nutrientes. A biomassa produzida pelos cortes pode, por exemplo, ser utilizada no processo de compostagem (PAVLINERI et al., 2017).

Como espécies vegetais avaliadas em SACs, pode-se citar o capim-vetiver (TEIXEIRA et al., 2021; SOARES, 2021), capim-tifton (MATOS et al., 2008; MIRANDA et al., 2019),

taboa (FIA et al., 2011; MATOS et al., 2018), capim azevém (FIA et al., 2010), capim-elefante (FIA et al., 2011; MIRANDA et al., 2019), aveia preta (FIA et al., 2010), hortelã-da-água (AVELAR et al., 2014), alternantera (FIA et al., 2008), erva-de-bicho (SOUZA et al., 2017), helicônia, lírio-do-brejo e tiriricão (SARMENTO et al., 2013), entre outras.

SACs-EHSS cultivados com espécies de plantas ornamentais para tratamento de águas residuárias demonstraram eficiências de remoção de sólidos totais suspensos (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) superiores a 50% e, em alguns casos, chegando a 95% (KONNERUP et al., 2009; ZURITA et al., 2011; MERINO-SOLÍS et al., 2015). Para amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), foram relatadas eficiências de remoção de 10 a 60% (CAMACHO-VALDEZ et al., 2014; ZURITA et al., 2009; GAO et al., 2014). Para patógenos como *Escherichia coli*, coliformes fecais e coliformes totais, SACs com espécies de plantas ornamentais removeram 1-4 Log<sub>10</sub> MPN/100 ml (GARCÍA et al., 2013; ZURITA; CARREÓN-ÁLVAREZ, 2015; VERA et al., 2016). Esses resultados mostram uma semelhança de desempenho entre SACs com espécies de plantas ornamentais e de alagados naturais. Nesse sentido, o uso de espécies vegetais ornamentais em SACs-EHSS vem sendo cada vez mais estudado.

*Tulbaghia violacea* (Figura 4), também comumente conhecida como alho-social, tem sido comumente usada na região da África Austral há anos para combater febre, asma, constipação, câncer de esôfago e hipertensão (HUTCHINGS; VOOTH, 1996; VAN WYK et al., 2004). É uma planta bulbosa com folhas sem pelos com caules carnudos brancos. Tem um alho muito forte e um cheiro pungente quando esmagado, que foi atribuído em grande parte à allin, um composto também encontrado no alho. Tem atraentes flores lilás que são facilmente distinguíveis em jardins, encontrados no Cabo Oriental e no sul de KwaZulu. As folhas esmagadas são usadas para sinusite e dores de cabeça também para eliminar toupeiras do jardim. Quando triturado e aplicado na pele, repele insetos e também é usado para tosses e resfriados. Os bulbos são usados para asma e tuberculose pulmonar, como repelente de cobras, além de combater vermes intestinais (VAN WYK et al., 1997).

Figura 4 - Exemplo da *Tulbaghia violacea*

Fonte: Raquel Patro (2014)

Burgos et al. (2017) avaliaram o desempenho de espécies de plantas ornamentais (dentre elas a *Tulbaghia violacea*) em SACs-EHSS, em escala de bancada, sob diferentes taxas de carga orgânica e obtiveram eficiências de remoção de DBO, DQO e SST acima de 50%. Constataram que a *Tulbaghia violacea* teve uma influência significativa nas concentrações de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  e coliformes fecais, portanto, essa espécie de planta ornamental tem potencial para tratar esgoto sob diferentes cargas orgânicas, embora a *Tulbaghia violacea* seja uma planta que não foi utilizada anteriormente em SACs em escala piloto ou real.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização do experimento

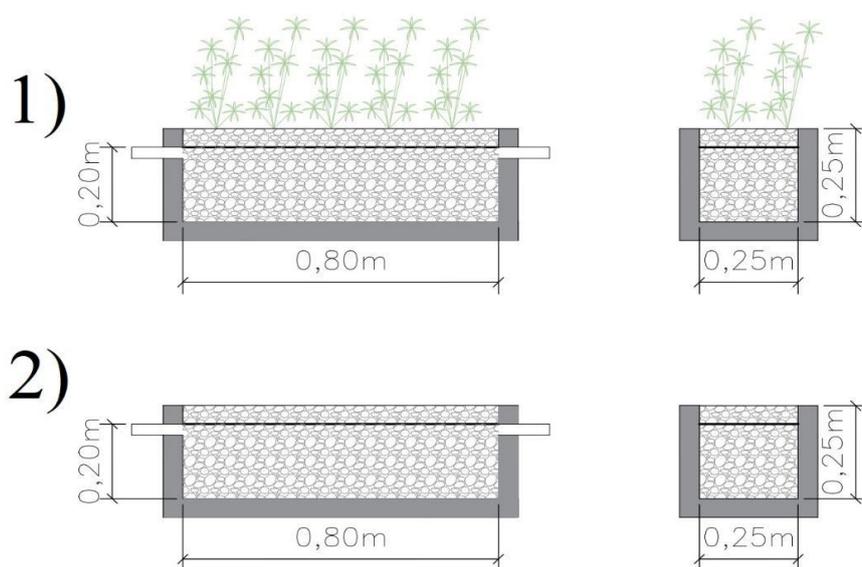
O experimento, em escala piloto, foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), em Lavras, Minas Gerais, sob coordenadas geográficas 21°13'45" S e 44°58'31" O e altitude média aproximada de 919 m. O clima é classificado segundo Köppen, em Cwa temperado chuvoso, com inverno seco e verão chuvoso (DANTAS et al., 2007).

O SAC-EHSS foi construído em fibra de vidro, com 0,80 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,25 m de altura e preenchido com brita zero (com 7 mm de diâmetro e 0,494  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$  de porosidade drenável) até 0,20 m de altura, de modo que o nível d'água se manteve 0,05 m

abaixo da superfície do sistema. Uma segunda linha de tratamento, com a mesma configuração, porém sem a vegetação, foi construída como unidade controle.

Na Figura 5 são apresentados os SAC-EHSS P, plantado com *Tulbaghia violacea* e SAC-EHSS NP, não plantado.

Figura 5 - Unidade experimental (SACs-EHSS).



1) SAC-EHSS P, plantado com *Tulbaghia violacea*, 2) SAC-EHSS NP, não plantado.  
Fonte: Do autor (2023).

Em resumo, na Tabela 1 são apresentadas as características construtivas dos SACs-EHSS.

Tabela 1 - Características construtivas dos SACs-EHSS.

Variáveis	Unidade	SAC-EHSS
Comprimento	m	0,8
Largura	m	0,25
Altura total	m	0,25
Altura do meio suporte	m	0,20
Volume total do leito	m <sup>3</sup>	0,05
Volume útil do leito	m <sup>3</sup>	0,04
Porosidade drenável	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	0,494
Área superficial	m <sup>2</sup>	0,2

Fonte: Do autor (2023).

A espécie vegetal plantada foi a *Tulbaghia violacea*, planta ornamental, conhecida como "alho social", em densidade de 60 mudas m<sup>-2</sup>. Para adaptação da espécie vegetal, os sistemas foram alimentados com água da rede de abastecimento por uma semana e com esgoto sanitário diluído em água (1:1) por quatro semanas.

A água residuária aplicada de forma contínua nos SACs-EHSS foi o esgoto sanitário da universidade após tratamento preliminar (gradeamento e calha Parshall) e secundário em reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta de lodo, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB). Após passar pelo tratamento secundário, o esgoto sanitário foi encaminhado para uma caixa de 200 litros para homogeneização e, em seguida, foi bombeado aos sistemas utilizando bombas dosadoras a solenoide da marca ProMinent®.

Foram realizados registros diários de vazão de entrada para o cálculo da vazão média de campo (Qmed) e registro das vazões de saída de cada SAC-EHSS para o cálculo das eficiências de remoção com base na carga aplicada e de saída. O tempo de detenção hidráulica teórico (TDHt), a Qmed e o tempo de detenção hidráulica com base na vazão média (TDH) são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Características operacionais dos SACs-EHSS.

Variáveis	Unidade	SAC-EHSS
Vazão média (Qm)	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	0,018
TDHt	dias	1,2
TDH	dias	1,1

Fonte: Do autor (2023).

#### 4.2 Monitoramento e variáveis de qualidade da água analisadas

As coletas foram realizadas semanalmente, às terças-feiras, no período da manhã, durante os meses de junho a agosto de 2022. As amostras foram coletadas em frascos de 500 mL de polietileno previamente limpos e encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA (DAM/UFLA).

Foram realizadas 13 amostragens, com análises em triplicata, para determinação das variáveis demanda química de oxigênio (DQO) por refluxo fechado (Método 5220 C); sólidos totais (ST), por gravimetria (Método 2540 B), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (Método 4500 N C); e de Fósforo Total (PT) (Método 4500-P E). Todas as metodologias seguiram o padrão APHA; AWWA; WEF (APHA, 2022). O pH e a condutividade elétrica (CE) foram mensuradas

por método potenciométrico, utilizando medidor MS TecnoPON mPA210 e condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650, respectivamente.

A eficiência de remoção dos poluentes foi calculada considerando a concentração (E) e a carga (Ef), afluente e efluentes aos SACs-EHSS conforme equações 1 e 2, respectivamente.

$$(1) \quad E (\%) = \frac{(\text{Concentração afluente} - \text{concentração efluente})}{\text{Concentração afluente}} \times 100$$

$$(2) \quad Ef (\%) = \frac{(\text{Carga afluente} - \text{Carga efluente})}{(\text{Carga afluente})} \times 100$$

### 4.3 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk, a 5% de significância, para verificação da aderência à distribuição normal. Com base nessa inferência, foi realizado teste não paramétrico de Wilcoxon, a 5 % de significância, empregando o software Statistica 10.0.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Variação de pH e condutividade elétrica

Na Tabela 3 são apresentados os valores médios e seus respectivos desvios padrão e medianas do potencial hidrogeniônico (pH) e da condutividade elétrica (CE).

Tabela 3 - Propriedades do esgoto sanitário, na entrada e saídas dos SACs-EHSS.

Variáveis		Entrada		Saída	
				SAC-EHSS P	SAC-EHSS NP
pH	Média	7,8 ± 0,14	7,9 ± 0,15	8,0 ± 0,15	
	M	7,8	7,9 ns	8,0 ns	
CE (µS cm <sup>-1</sup> )	Média	1622 ± 192,4	1452 ± 168,8	1505 ± 144,7	
	M	1646	1467*	1528*	

M: mediana; n.s: diferença não significativa entre a entrada e saída dos SACs-EHSS pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%); \* diferença significativa entre a entrada e saída dos SACs-EHSS pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%). Fonte: Do autor (2023)

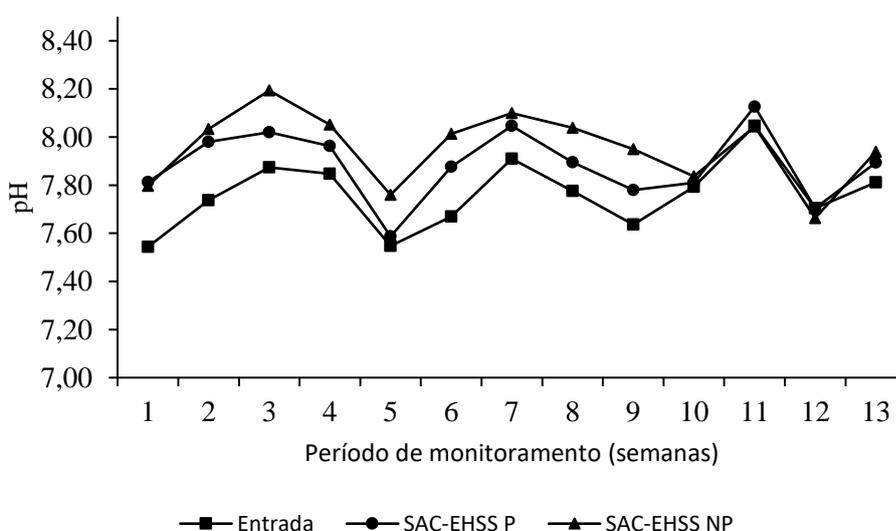
O pH não apresentou diferença estatística significativa pelo teste de Wilcoxon (p = 0,05) antes e após tratamento nos SACs-EHSS. Observou-se uma pequena variabilidade nos resultados que pode ser atribuído ao tamponamento do esgoto sanitário em tratamento pelos SACs-EHSS (SOUZA et al., 2020). No presente estudo, o afluente é proveniente do reator

UASB, no qual a atividade microbiana é intensa na degradação da matéria orgânica. Esse fator pode ser responsável por não serem observadas diminuições no pH do esgoto sanitário após tratamento nos SACs-EHSS, que ocorreriam devido à produção de ácidos orgânicos durante a degradação da matéria orgânica (SOUZA et al., 2020).

Mendonça et al. (2015) encontraram valores médios de pH de 6,0 estudando SAC-EHSS cultivados com taboa (*Typha dominguensis*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) tratando água residuária de laticínio após tratamento preliminar. Matos et al. (2010b) também avaliaram água residuária de laticínio para tratamento secundário em SAC-EHSS plantados com capim-elfante (*Pennisetum purpureum* schum) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) e encontraram variação média de pH entre 6,5 a 6,8. Os autores observaram que os valores de pH, com pouca variação, indicaram boa capacidade de tamponamento dos sistemas, favorecendo a atividade microbiana da degradação da matéria orgânica e conversão de nutrientes, cuja faixa ideal é de 6,0 a 9,5 (METCALF; EDDY, 2003). Contudo, o presente experimento configura-se como tratamento terciário, o que difere dos estudos relatados anteriormente, portanto, a atividade microbiana é baixa uma vez que toda matéria orgânica facilmente degradada foi removida no reator UASB da universidade.

Na Figura 6 estão apresentados os valores de pH na entrada e saída dos SAC-EHSS P e NP, ao longo de 13 semanas de amostragens.

Figura 6 - Variação do pH do esgoto sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.

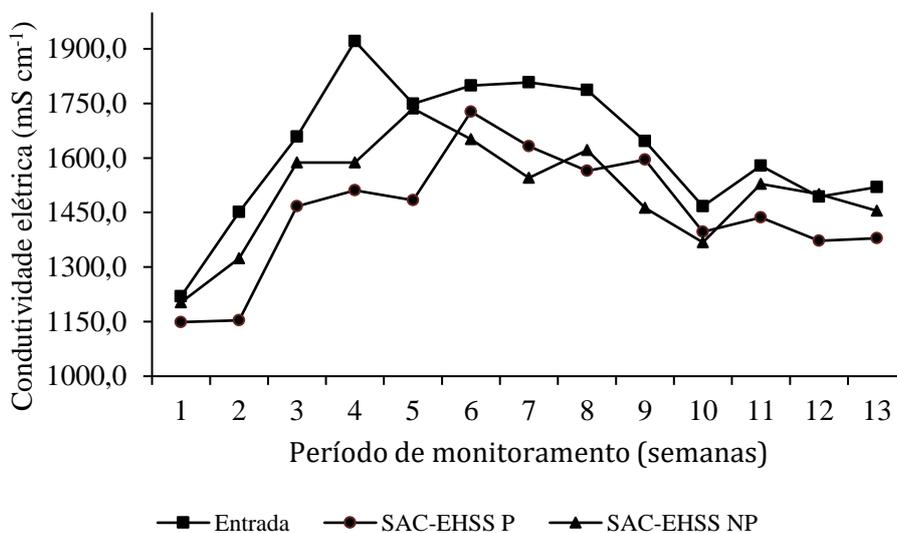


Fonte: Do autor (2023)

Observou-se que, até a 8-9 semana de monitoramento, os valores de pH efluente foram pontualmente maiores que o pH afluente, que pode estar relacionada a liberação de cátions de reação básica pela brita, utilizado como material suporte nos SACs-EHSS (FIA et al., 2010).

Na Figura 7 são apresentadas as variações da CE, em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , durante o período de monitoramento, com predominância de valores inferiores para a saída dos dois sistemas em relação a entrada, principalmente para o SAC-EHSS P, plantado com *Tulbaghia violacea*.

Figura 7 - Variação da CE do esgoto sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.



Fonte: Do autor (2023).

Pelo teste de Wilcoxon ( $\alpha = 0,05$ ), houve diferença estatística significativa para a CE antes e após o tratamento nos SACs-EHSS, com valores do efluente inferiores aos valores do afluente, comportamento também reportado por Fia et al. (2016) e provavelmente podem estar relacionados com a precipitação de sais no sistema e com a presença de plantas, que podem propiciar a absorção de nutrientes (FIA et al., 2015; FIA et al., 2016).

Avelar (2012) cultivou a hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) em SACs-EHSS preenchidos com brita zero para o tratamento de esgoto sanitário após tratamento primário e também observou redução dos valores de CE no efluente em relação ao afluente, corroborando com as concentrações encontradas no presente experimento. Por outro lado, Matos et al. (2018) observaram um aumento da CE no efluente dos SACs-EHSS plantados com taboa (*Typha latifolia*) e preenchidos com escória de forno. Os autores relataram que a degradação da matéria orgânica e a transpiração da vegetação, explicam o aumento das concentrações encontradas, devido a liberação de íons e a perda de água nos sistemas por evaporação/evapotranspiração.

## 5.2 Remoção de sólidos e matéria orgânica

Na Tabela 4 são apresentadas as médias das concentrações de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO) e o percentual (%) de suas respectivas eficiências e medianas.

Tabela 4 - Concentrações e eficiências de remoção de ST e DQO nos SACs-EHSS.

Variáveis		Entrada	Saída	
			SAC-EHSS P	SAC-EHSS NP
ST (mg L <sup>-1</sup> )	Média	405 ± 70	378 ± 57	384 ± 90
	E (%)		6,14	5,27
	M (%)		5,97	5,43 ns
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Média	155 ± 44	94 ± 37	106 ± 48
	E (%)		38,17	31,82
	M (%)		36,76	26,57 ns

ST, DQO: Concentrações de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO), em mg L<sup>-1</sup>; E: média da eficiência de remoção com base na concentração, em %; M: mediana da eficiência de remoção, em %; n.s: diferença não significativa entre os SACs-EHSS pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%). Fonte: Do autor (2023).

Na Tabela 5 são apresentadas as médias das taxas de carga de ST e DQO em quilograma por hectare dia (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) aplicadas aos SAC-EHSS, as eficiências e medianas das eficiências de remoção.

Tabela 5 - Taxas de carga de ST e DQO aplicadas aos SAC-EHSS e as respectivas eficiências de remoção.

		SAC-EHSS P	SAC-EHSS NP
		TC <sub>ST</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Média
	Ef (%)	14,54	12,78
	M (%)	14,52	13,31 ns
TC <sub>DQO</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Média	129,13 ± 49,95	140,09 ± 38,29
	Ef (%)	43,67	37,28
	M (%)	40,98	32,85 ns

TC<sub>ST</sub> e TC<sub>DQO</sub>: taxa de carga de ST e DQO com base na área superficial dos SACs-EHSS, em kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>; Ef: média da eficiência de remoção com base na carga de entrada e saída, em %; M: mediana da eficiência de remoção, em %; n.s: diferença não significativa entre os SACs-EHSS pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%). Do autor (2023).

A fim de evitar subestimação dos valores de eficiência obtidos, a nível de discussão, considerou-se no presente trabalho a eficiência com base na carga de poluentes, uma vez que a perda de água por evapotranspiração nos SACs vegetados e por evaporação em SACs não vegetados, podem influenciar a eficiência de remoção (MATOS; MATOS, 2017).

Os pontos avaliados registraram taxa de carga de ST de 332,00 e 372,97 (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) para o SAC-EHSS P e SAC-EHSS NP, respectivamente. Em relação à eficiência de remoção, o SAC-EHSS P apresentou um percentual de 14,54%, enquanto o SAC-EHSS NP registrou 12,78%. A remoção de ST observada nos SACs-EHSS pode ser atribuída a processos no meio suporte como filtração, sedimentação e aderência ao substrato utilizado (METCALF; EDDY, 2003). No entanto, é importante ressaltar que a diferença entre os SACs-EHSS P e NP não foi significativa pelo teste de Wilcoxon ( $p = 0,05$ ).

Matos et al. (2010a) tratando água residuária de suinocultura em SACs-EHSS cultivados de forma independente com taboa (*Typha latifolia* L.), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.), e concomitante com as três espécies obtiveram eficiências médias de remoção de ST variando entre 51 a 67%, não havendo diferença significativa pelo teste Kruskal-Wallis ( $p > 0,05$ ). Os autores associaram uma tendência de menor eficiência no SAC-EHSS plantado com taboa com o desenvolvimento de rizomas, que podem ter expandido a macroporosidade do substrato pela suspensão da massa de brita, além da liberação de partículas sólidas em suspensão pela morte, seguida da decomposição de caules e rizomas da planta.

A eficiência média de remoção encontrada por Souza et al. (2020) na remoção de ST foi de 88,6% para SAC-EHSS plantado com taboa (*Typha domingensis*) no tratamento de esgoto sanitário bruto. Almeida et al. (2020) observaram remoção de 85% em SAC-EHSS com plantio misto de taboa (*Typha domingensis*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), no tratamento de efluente doméstico.

Em termos de DQO, o afluente apresentou uma concentração média de 155 mg L<sup>-1</sup>. A eficiência média de remoção de matéria orgânica, no que se refere à DQO, foi de 44% e 37% para os SAC-EHSS P e NP, respectivamente. Embora os SACs-EHSS não tenham apresentado diferença significativa pelo teste Wilcoxon, em nível de significância de 5%, os resultados indicaram uma tendência de maior redução de matéria orgânica no sistema plantado (SAC-EHSS P), que pode ser devido a formação de biofilme nas zonas de raízes dos sistemas vegetados resultando na fração biodegradável que compõe a DQO (MATOS et al., 2010b).

A remoção de matéria orgânica também pode ser atribuída ao substrato utilizado (brita), uma vez que pode atuar como filtro e proporcionar acúmulo de material, possibilitando assim maiores remoções de DQO (ABRAHÃO, 2006).

As eficiências de remoção de DQO encontradas por Mendonça et al. (2017) foram superiores às encontradas neste experimento, atingindo eficiência média de remoção de 86% e 84% para SAC-EHSS cultivados com taboa (*Typha domingensis*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), tratando água residuária de laticínios, aplicando carga máxima de DQO de 559 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> e TDH 3,5 dias.

Avelar, Matos e Matos (2019) verificaram que as maiores remoções de DQO foram obtidas nos SAC-EHSS cultivados com hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) com os maiores TDH (6,0 e 4,5 dias), atingindo percentual médio de 91,4%. Para o TDH de 1,5 dias, próximo ao operado neste experimento, a eficiência de remoção para os SACs-EHSS plantado e não plantado, foram de 81,7 e 80,8%, respectivamente.

Para TDH de 1,463 e 1,052 dias, similar ao tempo de operação deste estudo, Fia et al. (2012) ao tratarem água residuária de suinocultura em SACs-EHSS, em escala laboratorial, não plantados e preenchidos com brita zero, cujas taxas de carga de DQO foram de 458 e 665 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, obtiveram 55 e 58% de eficiência de remoção de DQO, respectivamente.

É importante destacar que neste estudo, a carga aplicada aos SACs-EHSS é remanescente do tratamento secundário em reator UASB, em que é esperada uma satisfatória remoção de matéria orgânica mais facilmente degradável. Assim, os SACs-EHSS foram utilizados para o tratamento a nível terciário, o que corrobora com as eficiências de remoção de DQO encontradas no presente estudo.

### 5.3 Remoção de nutrientes

Na Tabela 6 são apresentadas as médias das concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) em miligrama por litro (mg L<sup>-1</sup>), e o percentual (%) de suas respectivas eficiências e medianas.

Tabela 6 - Concentrações e eficiências de remoção de P e NTK nos SACs-EHSS.

Variáveis	Entrada		Saída	
			SAC-EHSS P	SAC-EHSS NP
P (mg L <sup>-1</sup> )	Média	12,6 ± 3,0	11,7 ± 3,6	12,1 ± 4,1
	E (%)		8,1	5,1
	M (%)		8,1	1,2 ns

NTK (mg L <sup>-1</sup> )	Média	36,7 ± 11,7	25,3 ± 11,1	32,6 ± 10,3
	E (%)		30,3	6,9
	M (%)		35,3*	13,6

P, NTK: concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), em mg L<sup>-1</sup>; E: média da eficiência de remoção com base na concentração, em %; M: mediana da eficiência de remoção, em %; n.s: diferença não significativa entre os SACs-EHSS pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%); \* estatisticamente maior pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%). Fonte: Do autor (2023).

Na Tabela 7 são apresentadas as médias das taxas de carga de P e NTK em quilograma por hectare dia (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) e as eficiências e medianas de remoção.

Tabela 7 - Taxas de carga de P e NTK e eficiências de remoção nos SACs-EHSS.

		SAC-EHSS P	SAC-EHSS NP
TC <sub>P</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Média	10,5 ± 3,4	11,4 ± 3,1
	Ef (%)	16	13
	M (%)	17*	9
TC <sub>NTK</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Média	30,9 ± 12,9	33,7 ± 12,4
	Ef (%)	37	14
	M (%)	42*	19

TC<sub>P</sub> e TC<sub>NTK</sub>: taxa de carga de P e NTK com base na área superficial dos SACs-EHSS, em kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>;

Ef: média da eficiência de remoção com base na carga de entrada e saída, em %; M: mediana da eficiência de remoção, em %; \* estatisticamente maior pelo teste de Wilcoxon (significância de 5%).

Fonte: Do autor (2023)

Observou-se que as eficiências de remoção de P e NTK, considerando a carga de entrada e saída, foram de 16% e 37% para o SAC-EHSS P e 13% e 14% para o SAC-EHSS NP, respectivamente. Houve diferença significativa pelo teste de Wilcoxon ( $p = 0,05$ ) entre sistema plantado e não plantado para as duas variáveis, o que pode ser atribuído a absorção de nutrientes pela planta (KADLEC; WALLACE, 2008).

De acordo com Vymazal (2007), a eficiência de remoção de P em SACs é considerada baixa, com relatos de percentuais de remoção variando de 40% a 60%, superiores ao encontrado neste estudo. Embora os materiais comumente utilizados como material filtrante em SACs tenham baixa capacidade de adsorção e precipitação (FIA et al., 2020), os íons fosfato podem ser capturados e retidos por elementos como o alumínio ou o ferro presente no meio suporte (brita), o que pode ter contribuído para a remoção de P (MENDONÇA et al., 2012). Como estratégia promissora para melhorar a remoção de fósforo, o uso de substratos com alta capacidade de adsorção pode ser explorado (MENDONÇA et al., 2012).

Miranda (2018) tratando água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite em SACs-EHSS mistos cultivados com capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schumach.) preenchidos com brita zero e garrafas PET amassadas, verificaram maiores eficiências de remoção de P (38% e 39%) nos SACs-EHSS cultivados e preenchidos com brita, enquanto que as eficiências nos SACs-EHSS preenchidos com garrafa PET, que são inertes, foram de no máximo 35%.

Fia et al. (2020) observaram diferença estatística significativa ( $p < 0,05$ ) na remoção de P em SACs-EHSS cultivados com capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha latifolia*), no tratamento de água residuária de suinocultura, com menores taxas de carga de P na faixa de 6,1 a 12,4 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, similar as aplicadas neste experimento, obtendo eficiências de remoção de 69% a 74%. Cenário observado também por Mendonça et al. (2012) que obtiveram eficiência máxima de P de 34,3% em SAC-EHSS cultivados com taboa (*Typha domingensis*), preenchidos com brita zero e utilizados no tratamento de água residuária de laticínio. Por outro lado, Avelar, Matos e Matos (2019) não observaram diferença significativa entre os sistemas plantados com a planta ornamental hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) e não plantados.

Souza et al. (2020) observaram eficiência média de remoção de P de 84% em SAC-EHSS plantado com taboa (*Typha domingensis*), ao tratar esgoto sanitário bruto utilizando brita zero como meio suporte, a mesma adotada neste experimento. O sistema radicular da espécie utilizada pelos autores, e conseqüentemente, a capacidade extratora é superior à da espécie do presente experimento, o que resulta nas maiores remoções de fósforo encontradas.

Em termos de NTK, a remoção de nitrogênio superior no SAC-EHSS P pode também ser atribuída aos processos de nitrificação e desnitrificação, onde o primeiro é devido à influência da oxigenação propiciada pelas plantas na zona de raízes, possibilitando uma microbiota diversa, enquanto o segundo ocorre na zona anaeróbia/anóxica dos sistemas (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019). Vale ressaltar que os SAC-EHSS utilizados tanto neste experimento quanto por Avelar, Matos e Matos (2019), a capacidade de nitrificação é considerada baixa e limitada à quantidade de oxigênio no meio que foi transferido para a rizosfera (RAMOS et al., 2017).

Matos et al. (2010b) aplicaram diferentes cargas e avaliaram o potencial de remoção de NTK em torno de 51 a 70% em SAC-EHSS cultivados com o capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) e de 14 a 50 % nos cultivados com capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum). Os autores relacionaram a eficiência de remoção com a absorção pelas plantas e a desnitrificação, não ocorrendo a volatilização da amônia (NH<sub>3</sub>), pois o pH inferior a 8,5 dificulta a ocorrência desse processo (MUSTAFA; SCHOLZ, 2011).

As eficiências encontradas por Mendonça et al. (2012) tratando água residuária de laticínio e brita zero como meio suporte, a mesma adotada neste experimento, foram 52,91%, 46,01% e 29,4% para SAC-EHSS plantado com taboa (*Typha dominguensis*), lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) e sistema de controle (sem plantas), respectivamente. Os autores observaram diferença significativa entre os sistemas vegetados e controle, onde a maior remoção foi observada durante o crescimento das plantas, com estabilização na fase madura e redução da assimilação do nutriente.

A taxa de carga de NTK de 111 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> aplicada por Fia et al. (2016) foi maior que a utilizada neste estudo, obtendo uma eficiência de remoção de 37 e 40% para SAC-EHSS plantado com taboa (*Typha latifolia*) e capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), respectivamente, tratando água residuária de suinocultura. Os resultados encontrados pelos autores não diferiram estatisticamente entre os SACs plantados e controle, porém as eficiências foram próximas às verificadas neste experimento.

Avelar, Matos e Matos (2019) aplicaram carga de nitrogênio variando entre 40,4 a 160,4 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> em SACs-EHSS plantados com hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) no tratamento de esgoto bruto e concluíram que as maiores eficiências (77% de remoção de NTK) foram obtidas nos SACs-EHSS que receberam as menores cargas.

É importante destacar que a vegetação em SACs desempenham um papel importante na remoção de nutrientes/poluentes, uma vez que necessitam absorver esses elementos ou suas formas químicas para crescer (MATOS; MATOS, 2017). No entanto, para sustentar a alta produtividade e retirar do sistema os nutrientes nele incorporados, é necessário que haja o manejo adequado das plantas, com colheitas periódicas da biomassa, visto que durante a fase de crescimento é que ocorre maior demanda por nutrientes (KADLEC; WALLACE, 2008). Não há literatura específica sobre o manejo adequado da *Tulbaghia violacea* em SACs de escala piloto ou real, uma vez que ela nunca foi utilizada nesse contexto. Portanto, é possível que com estudos futuros com foco no manejo da espécie em SACs-EHSS seja possível obter uma maximização do seu potencial de absorção de nutrientes.

## 6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados, conclui-se que:

- As variáveis pH, ST e DQO não sofreram interferência significativa no SAC-EHSS cultivado com *Tulbaghia violacea* em comparação ao não cultivado;

- O SACs-EHSS P (plantado com *Tulbaghia violacea*) apresentou maiores reduções de NTK em termos de concentração e P em termos de carga aplicada, quando comparado ao controle.
- A espécie ornamental *Tulbaghia violacea* pode ser recomendada para uso em SACs-EHSS. Além disso, sugere-se estudos com foco na otimização do manejo e consequente melhoria no desempenho da espécie.

## REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, Sérgio Silva. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 2006. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.
- ALMEIDA, N. C. S. et al. **Sistemas alagados construídos: tratamento de baixo custo para esgoto sanitário em áreas rurais**. Research, Society and Development, v. 9, n. 8, 2020. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/5678>>. Acesso em: 04 jul. 2023.
- AVELAR, Fabiana Ferreira. **Performance of constructed wetland systems planted with *Mentha aquatica* in the treatment of sewage**. 2012. 80 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- AVELAR, F. F. et al. Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental technology**, v. 35, n. 16, p. 2095-2103, 2014.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T. DE; MATOS, M. P. DE. 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.
- BAPTESTINI, F. M. et al. Heat and mass transfer coefficients and modeling of infrared drying of banana slices. **Revista Ceres**, v. 64, p. 457-464, 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cartilha Wetlands construída aplicada no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Versão Revisada. 226 p, 2019.
- BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Water science and technology**, v. 30, n. 8, p. 209-

223, 1994.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. **Water science and technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BURGOS, V. et al. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 246-255, 2017.

CALHEIROS, S. C.; RANGEL, O. S. S.; CASTRO, M. L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water research**, v. 41, n. 8, p. 1790-1798, 2007.

CAMACHO-VALDEZ, V. et al. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. **Environmental management**, v. 54, p. 852-864, 2014.

CARAPETO, C. **Ecosistemas de transição**. Leya, 2016.

COOPER, P. et al. 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. **Severn Trent Water**. WRc Swindon. UK.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, 2007.

DOTRO, G. et al. **Treatment Wetlands**. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing, v.7, 154 p., 2017.

DUARTE, F. Cidades inteligentes: inovação tecnológica no meio urbano. **São Paulo em Perspectiva**, v. 19, p. 122-131, 2005.

FIA, R. et al. Desempenho agrônômica da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, v.16, n.4, p.436-448, 2008.

FIA, R. et al. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.8, p.842–847, 2010.

FIA, R. et al. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1323–1329, 2010.

FIA, R. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v.6, n.1, 2011.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial. **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n. 2, p. 149–156, 2012.

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 - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 542–553, 2015.

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, 2016.

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

FONSECA, A. R. **Tecnologias sociais e ecológicas aplicadas ao tratamento de esgotos no Brasil**. 2008. 189 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2008.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). 2019. **Programa nacional de saneamento rural (PNSR)**. Disponível em: <[http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL\\_PNSR\\_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb](http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb)>. Acesso em: 29 abr. 2023.

GARCÍA, J. A.; PAREDES, D.; CUBILLOS, J. A. Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. **Ecological engineering**, v. 58, p. 57-62, 2013.

GAO, J. et al. Soil organic carbon and its fractions in relation to degradation and restoration of wetlands on the Zoigê Plateau, China. **Wetlands**, v. 34, p. 235-241, 2014.

HU, M. H. et al. Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatica* Forsskal) in a deep flow technique system. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 5, p. 607-615, 2008.

HUTCHINGS, M. J.; BOOTH, K. D. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. **Journal of Applied Ecology**, p. 1171-1181, 1996.

INSTITUTO TRATA BRASIL (ITB). **Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento brasileiro**. Brasil, 2022. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2022/11/Beneficios-economicos-do-saneamento-no-Brasil.pdf>. Acesso em 29 abr. 2023.

JUNG, Y. T.; LOU, W.; CHENG, Y. L. Exposure–response relationship of neighbourhood sanitation and children’s diarrhoea. **Tropical Medicine and International Health**, v.22, n.7, p. 857–865, jul. 2017.

KADAVERUGU, Rakesh. Modeling of subsurface horizontal flow constructed wetlands using OpenFOAM®. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 2, n. 2, p. 55, 2016.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Florida: CRC Press, 1996, 893p.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Flórida: CRC Press, 2008, 1016 p.

KLEINMANN, R. LP; GIRTS, M. A. **Acid mine water treatment in wetlands: an overview of an emergent technology.** 1987.

KOSKIAHO, J. et al. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 1, p. 89-103, 2003.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological engineering**, v. 35, n. 2, p. 248-257, 2009.

LIU, Y.; YANG, W.; WANG, X. Development of a SWAT extension module to simulate riparian wetland hydrologic processes at a watershed scale. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 16, p. 2901-2915, 2008.

MADDOX, J. J.; KINGSLEY, J. B. Waste treatment for confined swine with an integrated artificial wetland and aquaculture system. **Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural**, p. 191-200, 1989.

MATOS, A. T.; LO MÔNACO. P. A. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. **Viçosa: UFV**, 2003.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v.3, p.43-53, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. D. 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 - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010a.

MATOS, A. T. et al. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83–92, 2010b.

MATOS, A. T., ABRAHÃO, S. S., PEREIRA, O. G. (2011). Desempenho agrônômico de capim napier (*Pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura – Reveng**, 19 (5), 469-477, 2011.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v.32, n.6, p.1144-1155, 2012.

MATOS, A.T. Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias. **Editora UFV**, 1ªed., Viçosa, MG. 150p., 2015.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas

Alagados Construídos. 1ª Ed, **Editora UFV**, 2017, 371 p.

MATOS, M. P. et al. Colmatção 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, A. T.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 133-137, 2021.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MBULIGWE, S. E. Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. **Water Research**, v. 39, n. 2-3, p. 271-280, 2005.

MENDONÇA, H. V. et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

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

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K. C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 1, p. 12-22, 2017.

MERINO-SOLÍS, M. L. et al. The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: an anaerobic filter with a constructed wetland. **Water**, v. 7, n. 3, p. 1149-1163, 2015.

MESQUITA, M. C. et al. Effect of vegetation on the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with lightweight expanded clay aggregates. **International journal of environmental science and technology**, v. 10, p. 433-442, 2013.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; GOMES, U. A. F.; BORGES, A. C. Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Paraná, vol. 56, p. 46 – 66, 26 mar. 2021.

Metcalf & Eddy, Inc. **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. 4.ed. New York: McGraw-Hill**, 2003. 1819p. Disponível em: <[https://www.scirp.org/\(S\(351jmbntvnsjt1aadkposzje\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1570731](https://www.scirp.org/(S(351jmbntvnsjt1aadkposzje))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1570731)>. Acesso em: 5 jul. 2023.

MIRANDA, S. T., et al. Evaluation of unclogging aspects in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 7, p. 1594-1601, 2016.

- MIRANDA, Suymara Toledo. **Avaliação de aspectos da colmatção em sistemas alagados construídos preenchidos com diferentes substratos no tratamento de águas residuárias de tanque comunitário de resfriamento de leite**. 2018. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2018.
- MIRANDA, S. T. et al. Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, p. 100871, 2019.
- MUSTAFA, A.; SCHOLZ, M. Characterization of microbial communities transforming and removing nitrogen in wetlands. **Wetlands**, v. 31, p. 583-592, 2011.
- OLIVEIRA JÚNIOR, J. L.; DE SOUSA, J. T.; SILVA, S. A. Comportamento da Infiltração de Esgotos Domésticos Tratados em Sistemas Anaeróbios. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 7, n. 3, 2014.
- PATRO, R. **Alho-social - Tulbaghia violacea**. Disponível em: <<https://www.jardineiro.net/plantas/alho-social-tulbaghia-violacea.html>>. Acesso em: 15 jul. 2023.
- PAVLINERI, N.; SKOULIKIDIS, T.; TSIHRINTZIS, V. A. Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 308, p. 1120-1132, 2017.
- PERJESSY, J. R. **Modelos sustentáveis para o tratamento de efluentes sob abordagem da gestão Ambiental**. 2017. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2017.
- PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor, p. 144, 2004
- 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, p. 123-132, 2017.
- REED, S. C.; BROWN, D. Subsurface flow wetlands—a performance evaluation. **Water environment research**, v. 67, n. 2, p. 244-248, 1995.
- SABA, J. D.; HLA, T. Point-counterpoint of sphingosine 1-phosphate metabolism. **Circulation Research**, v. 94, n. 6, p. 724-734, 2004.
- SAEED, T. et al. Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 442-453, 2018.
- SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of environmental management**, v. 112, p. 429-448, 2012.
- SAEED, T.; SUN, G. A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. **Bioresource technology**, v. 128, p. 438-

447, 2013.

SALATI JR, E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water science and technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANDOVAL-HERAZO, L. C. et al. Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. **Sustainability**, v. 10, n. 5, p. 1594, 2018.

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. Effect of cultivated species and retention time on the performance of constructed wetlands. **Environmental technology**, v. 34, n. 8, p. 961-965, 2013.

SEZERINO, Pablo Heleno. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização Sob Condições de Clima Subtropical**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

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**, v. 20, p. 151-158, 2015.

SILVA, V. A.; ESPERIDIÃO, F. Saneamento básico e seus impactos na mortalidade infantil e no desenvolvimento econômico da região Nordeste. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, 2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** - 2021. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2021.

SOARES, J. S. **Avaliação Do Uso De Sistemas Alagados Construídos Do Tipo Bio-Rack Como Tratamento Simplificado Para Soluções Individuais**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.

SOUSA, J. T. et al. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p. 285-290, 2004.

SOUZA, T. D. et al. Removal of chlorpyrifos insecticide in constructed wetlands with different plant species. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, p. 878-883, 2017.

SOUZA, T. D. et al. **Uso de sistemas alagados construídos no tratamento de águas negras em áreas rurais**. Research, Society and Development, v. 9, n. 11, 2020. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/9296>>. Acesso em: 04 jul. 2023.

SUNTTI, C. et al. Sistemas híbridos de filtros plantados–fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento. *In*: Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 1, 2013. Florianópolis. **Anais** [...]. Florianópolis: 2013.

TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R.; ZABINKSI, C.A. 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. **Modelagem da evapotranspiração e da capacidade de extração de nutrientes/poluentes em sistemas alagados construídos**. 2018. 107p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

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

TEIXEIRA, L. D , Antonio T. Matos , Mateus P. Matos , Suymara T. Miranda & Delilah V. Teixeira (2021): Modeling of productivity and nutrient extraction by the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands, Journal of Environmental. **Science and Health**, Part A, DOI: 10.1080/10934529.2020.1868821

VALIPOUR, Alireza; RAMAN, V. Kalyan; GHOLE, V. S. A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using Phragmites sp. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 12, p. 1797-1803, 2009.

VAN WYK, Ben-Erik et al. **Medicinal Plants of South Africa**. Briza, 1997.

VAN WYK, B. E. et al. Handbook of medicinal plants. An illustrated guideline. **Handbook of medicinal plants**, 2004.

VERA, I. et al. Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 51, n. 2, p. 105-113, 2016.

VON SPERLING, M.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of E. coli and helminth eggs in UASB: Polishing pond systems in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 91-97, 2005.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, S. C. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 1, p. 15-22, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. UFMG, 4ª ed., Belo Horizonte, MG, 470p, 2014.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.25, p.478–490, 2005.

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.; KROEPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental pollution**, v. 14. Praga: Springer. 566 p, 2008

WITTHAYAPHIROM, C. et al. Long-term removals of organic micro-pollutants in reactive media of horizontal subsurface flow constructed wetland treating landfill leachate.

**Bioresource Technology**, v. 312, p. 123611, 2020.

YAZDANI, V. et al. Advanced treatment of dairy industrial wastewater using vertical flow constructed wetlands. **Desalin Water Treat**, v. 162, p. 149-155, 2019.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea.

**Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 29-42, 2016.

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**, v. 35, n. 5, p. 861-869, 2009.

ZURITA, F. et al. Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 654-659, 2011.

ZURITA, F.; CARREÓN-ÁLVAREZ, A. Performance of three pilot-scale hybrid constructed wetlands for total coliforms and *Escherichia coli* removal from primary effluent—a 2-year study in a subtropical climate. **Journal of water and health**, v. 13, n. 2, p. 446-458, 2015.