



HERIBERTO RODRIGUES DE FIGUEIREDO

**GARRAFAS PET AMASSADAS COMO MEIO SUPORTE
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL NÃO
PLANTADOS: FORMA DE DISPOSIÇÃO NO LEITO,
DESEMPENHO E POTENCIAL DE LIBERAÇÃO DE
MICROPLÁSTICOS NO ESGOTO SANITÁRIO**

LAVRAS – MG

2022

HERIBERTO RODRIGUES DE FIGUEIREDO

**GARRAFAS PET AMASSADAS COMO MEIO SUPORTE EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL
HORIZONTAL NÃO PLANTADOS: FORMA DE DISPOSIÇÃO NO LEITO,
DESEMPENHO E POTENCIAL DE LIBERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO
ESGOTO SANITÁRIO**

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

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

Prof. Dr. Juliano Elvis de Oliveira
Coorientador

LAVRAS – MG

2022

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

de Figueiredo, Heriberto Rodrigues.

Garrafas pet amassadas como meio suporte em Sistemas
Alagados Construídos de escoamento subsuperficial horizontal não
plantados: Forma de disposição no leito, desempenho e potencial de
liberação de microplásticos no esgoto sanitário / Heriberto
Rodrigues de Figueiredo. - 2022.

94 p.

Orientador(a): Mateus Pimentel de Matos.

Coorientador(a): Juliano Elvis de Oliveira.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Wetlands construídos. 2. Microplástico. 3. Remoção de
poluentes. I. de Matos, Mateus Pimentel. II. de Oliveira, Juliano

HERIBERTO RODRIGUES DE FIGUEIREDO

**GARRAFAS PET AMASSADAS COMO MEIO SUPORTE EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL
HORIZONTAL NÃO PLANTADOS: FORMA DE DISPOSIÇÃO NO LEITO,
DESEMPENHO E POTENCIAL DE LIBERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO
ESGOTO SANITÁRIO**

**CRUSHED PET BOTTLES AS A SUPPORT MATERIAL IN NON-PLANTED
HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS: FORM
OF DISPOSAL IN THE BED, PERFORMANCE AND POTENTIAL FOR RELEASE
OF MICROPLASTICS INTO SEWAGE**

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

APROVADO em 30 de novembro de 2022.

Dr. Ronaldo Fia
Dra. Camila Franco
Dra. Suymara Miranda

UFLA
UFLA
UNIPAC



Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

Prof. Dr. Juliano Elvis de Oliveira
Coorientador

LAVRAS – MG

2022

*Aos meus pais, Herivaldo e Francinety, por todo o amor,
apoio e incentivo.*

Dedico

Agradecimentos

Agradeço a Deus, por sempre conceder sabedoria, saúde e forças para me manter perseverante e firme em todos os momentos.

À Universidade de Lavras, principalmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela oportunidade e por me ajudarem no meu crescimento profissional. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fomento da pesquisa. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio a Pós-Graduação.

Um agradecimento especial ao meu orientador, professor Mateus Pimentel de Matos por todo o apoio nesses anos, pela paciência, o que foi indispensável para conclusão deste trabalho, compartilhando seu tempo, seu conhecimento e por ser um exemplo profissional. Ao meu coorientador, professor Juliano Elvis de Oliveira, pelas contribuições neste trabalho.

Aos técnicos da ETE-UFLA, Aroldo, Henrique, Aline e Tobias, pela boa vontade e suporte em auxiliar com a montagem do experimento e análises e campo. À Juliana, pela paciência e ajuda nas atividades laboratoriais. A estudante de iniciação científica Camilla Maia, que foi essencial para deste trabalho, sem essa ajuda jamais poderia ter finalizado.

Aos amigos do PPGEAMB Luísa, Tiago, Gabriel, Jaqueline, Mateus, Juliano e Tarcísio, pela amizade, companheirismo, ajuda e pelos bons momentos vividos. Vocês estarão para sempre em minhas memórias.

Ao meu namorado, Gabriel Alvarenga, que nunca mediu esforços para me ajudar no que foi preciso, desde a montagem do experimento, nas análises e etc., obrigado pelo amor, paciência e por sempre estar ao meu lado.

Aos meus pais Herivaldo e Francinetty, que nunca mediram esforços para que eu pudesse continuar meus estudos, por todo amor e compreensão, apoio e confiança. Aos meus irmãos Fábio e Brenda, por sempre estarem na torcida pelas minhas conquistas.

A todos vocês, meu muito obrigado!!

RESUMO

Diferentes meios suportes têm sido avaliados em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), visando proporcionar bom desempenho no tratamento de esgotos, aumentando o tempo de vida útil do leito e tendo baixos custos. Pesquisas anteriores demonstraram o potencial de utilização de garrafas PET como meio suporte, passando a ser importante a avaliação de sua forma de disposição no leito e do risco de liberação de microplásticos no esgoto, sendo uma preocupação atual. Com isso, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar SACs-EHSS não plantados e preenchidos com garrafas PET amassadas fechadas e abertas, quanto ao desempenho, presença de sólidos intersticiais (inferência sobre formação de biofilme), colmatção e liberação de microplásticos, comparado com um leito preenchido com brita. Para alcançar o propósito, foram feitas análises físicas, químicas e bioquímicas do afluente e efluente às unidades, avaliação de presença de microplásticos no esgoto sanitário (bruto e tratado), e liberação em água e no esgoto, quanto em contato com as garrafas PET. Para isso, foram confeccionados três SACs-EHSS em escala experimental com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 1,5 d, preenchido com brita, garrafas PET abertas e PET fechadas, respectivamente. Foram realizadas semanalmente análises de pH, condutividade elétrica (CE), DBO, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e sólidos totais (ST). As eficiências de remoção para os SACs-EHSS BT, PA E PF respectivamente, alcançaram 67, 67, 64% de DBO, 66, 38 e 21% de NTK, 31, -34 e -44 % de PT, e 14, 19 e 9% para ST. Com base nos resultados obtidos, observou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos, sugerindo ser possível utilizar garrafas PET tanto abertas quanto fechadas em SACs-EHSS, em substituição à brita. Em relação ao microplástico, verificou-se que não houve tendência de maior formação de biofilme no leito preenchido com garrafas PET amassadas e abertas, e nem de maior acúmulo de sólidos do desgaste do meio suporte no SAC contendo brita (apesar da menor porosidade final proporcionada). A presença detectada de microplásticos é muito baixa, podendo empregar materiais plásticos no tratamento de águas residuárias sem que haja risco de contaminação do efluente tratado, pelo menos em um tempo curto de monitoramento.

Palavras-chaves: colmatção; meio suporte inerte; microcontaminantes; sólidos voláteis; *wetlands* construídos.

ABSTRACT

Different support media have been evaluated in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Systems (HSSF-CWs), aiming to provide good performance in sewage treatment, increasing the useful life of the bed and having low costs. Previous research has demonstrated the potential of using PET bottles as a support medium, making it important to assess their disposal in the bed and the risk of releasing microplastics into the treated wastewater, which is a current concern. With this, with the accomplishment of the present work, the objective was to evaluate non-planted HSSF-CWs and filled with closed and opened crushed PET bottles, regarding the performance, presence of interstitial solids (inference about biofilm formation), clogging and release of microplastics, compared to a bed filled with gravel. To achieve the purpose, physical, chemical and biochemical analyzes were carried out on the influent and effluent to the units, evaluation of the presence of microplastics in sanitary sewage (raw and treated), and release into water and sewage, as in contact with PET bottles. For this, three CWSs-HSF were made on an experimental scale with Hydraulic Retention Time (HRT) of 1.5 d, referred to as HSSF-CW GR, OP and CP, respectively, filled with gravel, opened PET and closed PET. Weekly analyzes of pH, electrical conductivity (EC), BOD, total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP) and total solids (TS). The removal efficiencies for HSSF-CW GR, OP and CP achieved respectively, reached 67, 67, 64% BOD, 66, 38 and 21% NTK, 31, -34 and -44% PT and 14, 19 and 9% for ST. Based on the results obtained, it was observed that there was no significant difference between the treatments, suggesting that it is possible to use both open and closed PET bottles in SACs-EHSS, replacing gravel. In relation to the microplastic, it was verified that there was no trend of greater biofilm formation in the bed filled with crushed and opened PET bottles, nor of greater accumulation of solids from the wear of the support medium in the CWS containing gravel (despite the smaller final porosity provided). The detected presence of microplastics is very low, and plastic materials can be used in the treatment of wastewater without risk of contamination of the treated effluent, at least a short monitoring time.

Keywords: clogging; inert support medium; microcontaminants; volatile solids; constructed wetlands.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1 – Publicações científicas contendo a temática <i>Constructed Wetlands</i> (até início de 2023).....	16
Figura 2 – Possíveis classificações de Sistemas Alagados Construídos, com base no sentido de escoamento e nível d'água em relação ao substrato	19
Figura 3 – Definição de microplástico de acordo com seu dimensionamento por diferentes autores.....	24
Figura 4 – Publicações científicas contendo a temática microplastics.....	25
Figura 5 – Publicações científicas contendo a temática microplastic por país.....	26
Figura 6 – Esquema representativo da reação de fotodegradação (processo foto-oxidativo) das cadeias poliméricas (com fragmentação do polímero).....	27

CAPÍTULO 2

Figura 1 – Configurações dos SACs-EHSS	46
Figura 2 – Placas de isopor inseridos nas laterais dos SACs-EHSS	46
Figura 3 – Tubulações de entrada do efluente e saída fundamentada na teoria dos vasos comunicantes	47
Figura 4 – a) Garrafa PET furada/ b) SAC preenchido com garrafas PET amassada destampada; c) SAC preenchido com garrafas PET amassada tampada.....	48
Figura 5 – Variação do pH na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-EHSS no decorrer do monitoramento	55
Figura 6 – Variações da CE na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas dos SACs-EHSS no decorrer do experimento.....	57

CAPÍTULO 3

Figura 1 – Configurações dos SACs-EHSS	75
Figura 2 – Placas de isopor inseridos nas laterais dos SACs-EHSS	75
Figura 3 – Tubulações de entrada do efluente e saída fundamentada na teoria dos vasos comunicantes	76
Figura 4 – a) Garrafa PET furada/ b) SAC preenchido com garrafas PET amassada destampada; c) SAC preenchido com garrafas PET amassada tampada.....	77

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Características operacionais dos SACs-EHSS	49
Tabela 2 – Médias das concentrações das variáveis da Entrada (esgoto bruto) e na saída dos SACs-EHSS seguido do desvio padrão da média, além das medianas dos valores, coeficientes de variação (CV) e médias das eficiências de remoção em relação às concentrações (Ef.)	53
Tabela 3 – Médias das taxas de carga orgânica ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de DBO.....	59

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Características operacionais dos SACs-EHSS	78
Tabela 2 – Porosidade proporcionada pelos meios suportes utilizados (inicialmente e ao final do experimento).....	82
Tabela 3 – Concentração de sólidos na lavagem dos leitos (sólidos intersticiais)	83
Tabela 4 – Concentração de sólidos na lavagem do meio suporte (sólidos aderidos - biofilme)	84
Tabela 5 – Concentração média e massa acumulada de microplásticos.....	85

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos Específicos.....	15
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	16
3.1 Sistema Alagados Construídos	16
3.2 Classificação dos Sistemas Alagados Construídos.....	18
3.3 Colmatação e acúmulo de sólidos em Sistemas Alagados Construídos	19
3.4 Tipos de meio suporte	20
3.5 Microplásticos	23
3.6 Métodos aplicados para separação e classificação de microplásticos.....	28
4 CONCLUSÕES	32
REFERÊNCIAS	33

CAPITULO 2 – Avaliação do desempenho de Sistema Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial preenchidos com garrafas PET amassadas (abertas e fechadas) e brita	42
1 INTRODUÇÃO.....	43
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
2.1 Área de Estudo.....	45
2.2 Aspectos construtivos e operacionais dos SACs-EHSS.....	46
2.3 Monitoramentos físico e químico	49
2.4 Teste de aderência	50
2.5 Análise estatística.....	50
3 RESULTADOS.....	52
3.1 Caracterização das águas residuárias durante o período monitorado.....	52
3.2 pH e Condutividade Elétrica	54
3.3 Remoção da matéria orgânica.....	57
3.4 Remoção de sólidos totais	59
3.5 Remoção de nutrientes	60
3.6 Uso de garrafas como PET como meio suporte no tratamento de esgoto sanitário	62

4	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS	65

	CAPITULO 3 – SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL PREENCHIDOS COM GARRAFAS PET AMASSADAS (ABERTAS E FECHADAS) E BRITA: AVALIAÇÃO DA LIBERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS, CRESCIMENTO MICROBIANO E DO ACÚMULO DE SÓLIDOS.....	70
--	--	-----------

1	INTRODUÇÃO	71
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	74
2.1	Área de Estudo.....	74
2.2	Aspectos construtivos e operacionais dos SACs-EHSS.....	75
2.3	Avaliação da colmatção dos SACs-EHSS.....	78
2.4	Avaliação do acúmulo de sólidos intersticiais e aderidos.....	79
2.5	Avaliação da presença de microplásticos	80
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
3.1	Análise do meio suporte utilizados.....	82
3.3	Quantificação e caracterização de sólidos colmatantes.....	83
3.4	Quantificação de sólidos aderidos ou biofilme.....	83
3.5	Avaliação dos microplásticos	85
4	CONCLUSÕES	87
	CONCLUSÕES GERAIS	88
	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	89
	REFERÊNCIAS	90

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

O uso de Sistemas Alagados Construídos (SACs) vem sendo indicado como uma das alternativas de soluções para tratamento de esgoto em escada descentralizada, sobretudo em localidades que dispõem de poucos recursos econômicos, em função dos menores custos de construção, operação e manutenção, além de simplicidade operacional (MAZZOLA; ROSTON; VALENTIMR, 2005; PAULA *et al.*, 2016; SOUSA; HAANDEL; ROGÉRIO, 2000).

Basicamente, os SACs são constituídos de uma base impermeabilizada, preenchidos com meio suporte ou substrato (solo, brita, areia, entre outros), onde ocorre o crescimento de microrganismos e a fixação das espécies vegetais cultivadas. É justamente a interação entre esses componentes dos SACs que permitem a ocorrência de diferentes mecanismos de remoção, tais como os princípios físicos, havendo sedimentação, adsorção e filtração de sólidos em um meio suporte poroso; biológico, devido ao metabolismo microbiano e absorção pelas plantas; e químico, com formação de precipitados (KADLEC; WALLACE, 2008; MUÑOZ; DRIZO; CULLY HESSION, 2006; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Dentre as possíveis configurações de SACs, as unidades de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) vêm sendo as mais utilizadas em função do bom desempenho, dado o elevado tempo de contato da água residuária com microrganismos, plantas e meio suporte; da facilidade de operação e do menor risco de contaminação do operador (MIRANDA *et al.*, 2019). No entanto, essa também é a configuração que demanda maior área e é mais sujeita à colmatção, fenômeno de obstrução dos espaços porosos do leito. Se todos os mecanismos descritos favorecem a remoção de poluentes, por outro lado concorrem para a diminuição da porosidade do leito, o que pode levar à redução do desempenho do SAC (FU *et al.*, 2013; KNOWLES *et al.*, 2011).

Estudos já realizados apontam como possíveis causadores da colmatção, os sólidos provenientes da água residuária, o crescimento de raízes e rizomas das plantas, o desenvolvimento do biofilme, o aprisionamento de gases e a formação de precipitados no interior do espaço poroso (COSTA *et al.*, 2019). Porém, a partir de identificação de que 70 a 80% dos sólidos colmatantes são inorgânicos e que têm características semelhantes ao do substrato utilizado no leito, passou-se a considerar o desgaste do meio suporte como

um dos principais fatores de colmatação (MATOS *et al.*, 2019). Assim, passa a ser importante avaliar os tipos de substratos mais resistentes e inertes, visando aumentar o tempo de vida útil do leito.

Pesquisas realizadas com garrafas PET amassadas, tampadas (fechadas) e sem furo no seu fundo, indicaram haver menor acúmulo de sólidos e extensão de escoamento superficial (indicativo de colmatação em SACs-EHSS) em comparação com leitos preenchidos com brita, sem, no entanto, haver prejuízo no desempenho das unidades (MIRANDA *et al.*, 2020). Por outro lado, com a proposta de utilização desse resíduo sólido inerte é recente, deve-se investigar alguns aspectos, tais como a possível liberação de microplásticos na água residuária em tratamento e qual melhor forma de sua disposição nos SACs. A sua utilização aberta (destampada), por exemplo, poderia favorecer maior área superficial para formação de biofilme.

Assim, com justificativa para a realização do presente trabalho, foi de avaliar a utilização de duas formas de disposição das garrafas PET amassadas (fechadas com tampa e abertas sem tampa) em SACs-EHSS não plantados, quanto ao desempenho, acúmulo de sólidos aderidos ao meio suporte inerte (inferência sobre formação de biofilme), colmatação, além da possível liberação de microplásticos no esgoto, tendo um leito preenchido com brita #1 como comparativo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência da utilização de garrafas PET e da sua forma de disposição (aberta ou fechada) utilizadas como meio suporte em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), quanto ao desempenho (remoção de matéria orgânica e nutrientes), acúmulo de sólidos aderidos, colmatação e liberação de microplásticos, tendo como comparativo um leito preenchido com brita.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a capacidade de remoção de poluentes em SACs preenchidos com os diferentes tipos de meio suporte;
- Quantificar o acúmulo de sólidos no interior dos leitos (aderidos e intersticiais), inferindo sobre a influência do meio suporte na colmatação e da forma de disposição na formação de biofilme (inferido por massa de sólidos aderidos ao meio suporte);
- Caracterizar os sólidos acumulados nos interstícios dos leitos de brita e garrafas PET amassadas quanto ao teor de sólidos voláteis e fixos, analisando o que se refere ao possível desgaste do meio suporte;
- Identificar possíveis sinais de colmatação, inferindo sobre a extensão de escoamento superficial;
- De posse da avaliação dos sólidos aderidos, avaliar a forma em que as garrafas PET propiciam maior formação de biofilme no sistema;
- Verificar eventual liberação de microplásticos provenientes das garrafas PET usadas como substrato nos SACs, utilizadas no tratamento de esgoto;

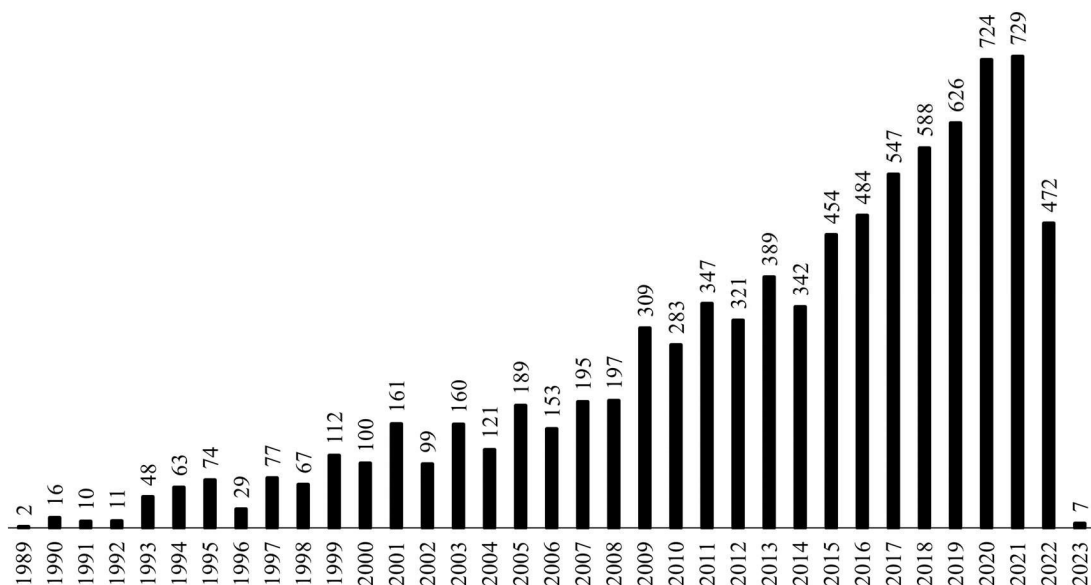
3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Sistema Alagados Construídos

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou *Wetlands* Construídos comumente são caracterizados por uma estrutura taludada preenchida com meio suporte ou substrato (solo, brita ou outros materiais) e cultivados com espécies vegetais adaptadas a ambientes alagados (CALHEIROS; RANGEL; CASTRO, 2008; WANG *et al.*, 2017). Durante a operação, há crescimento de microrganismos organizados em biofilmes, que crescem aderidos ao meio suporte e ao sistema radicular vegetal. É justamente essa interação entre microrganismos-plantas-substrato que permite a ocorrência de diferentes mecanismos de remoção de poluentes tais como a sedimentação, filtração, precipitação, adsorção, absorção, assimilação microbiana e degradação, tornando-o uma unidade de grande potencial de depuração de águas residuárias (MATOS; MATOS, 2017).

Dada à ocorrência de distintos mecanismos de remoção, os SACs têm apresentado bons resultados na redução da concentração de distintos poluentes tratando diferentes águas residuárias (MATOS *et al.*, 2012; SAEED; SUN, 2013; ZHANG *et al.*, 2014; FIA *et al.*, 2015; AVELAR *et al.*, 2015). Por essa razão, pode-se encontrar um aumento no interesse no estudo da unidade de tratamento, que se traduz no crescimento do número de publicações nos últimos anos, como apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Publicações científicas contendo a temática *Constructed Wetlands* (até início de 2023)



Fonte: *Web of Science* (2022)

As primeiras pesquisas relacionadas aos SACs datam dos anos 50 e foram realizadas pela pesquisadora Käthe Seidel do Instituto Max Planck. Na Alemanha, foram conduzidos experimentos com leitos de escoamento vertical seguido por leitos horizontais (sistema híbrido), preenchidos com solo e plantados, objetivando a remoção de fenóis e matéria orgânica de água residuária de laticínios. A escolha do meio suporte, no entanto, resultou em escoamento superficial (*flooding*) em um curto período de tempo, dando indícios de colmatção (*clogging*) nos espaços porosos do leito (KADLEC; KNIGHT, 1996).

A partir dos bons resultados obtidos na remoção de poluentes avaliados, a tecnologia se difundiu pela Europa e posteriormente nos Estados Unidos sofrendo modificações de configuração e terminologias (KADLEC; WALLACE, 2009). Ao longo desses anos, os SACs foram denominados zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, *wetlands* construídos, leitos cultivados banhados construídos, biofiltro com macrófitas, entre outros (SOUSA *et al.*, 2000; MAZZOLA; ROSTON; VALENTIM, 2005; SCHIRMER; OLIVEIRA, 2010; SUNTTI; MAGRI; PHILIPPI, 2011).

No Brasil, os SACs começaram a ser avaliados em meados dos anos 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR., SALATI; SALATI, 1999). Houve avanço das pesquisas na década de 90, como em estudos de Amorim, Leopoldo e Conte (1997), Roston e Mansor (1999) e Philippi, Costa e Sezerino (1999), com a utilização de espécies originárias de áreas alagadas, como a taboa (*Typha* sp). Contudo, as experiências brasileiras se intensificaram mesmo a partir do ano 2000, com aplicações de SACs para o tratamento de diferentes águas residuárias, sob distintas formas e arranjos, com diversos tipos de materiais filtrantes e espécies vegetais, inclusive capins e espécies ornamentais, cultivares originários de áreas não alagadas (PHILIPPI *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2008; VYMAZAL, 2011; LIMA *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2019).

Além da boa capacidade de remoção de poluentes, os SACs também apresentam outras vantagens que os tornam atrativos para utilização em unidades de tratamento descentralizado, como simplicidade operacional e de manutenção; os menores custos (frequentemente) de construção e operação; flexibilidade operacional; harmonia paisagística; a não geração de lodo para ser descartado; produção de biomassa vegetal que pode ser aproveitada para alimentação animal, artesanato e mesmo como fonte energética, entre outros (BALLANTINE; TANNER, 2010).

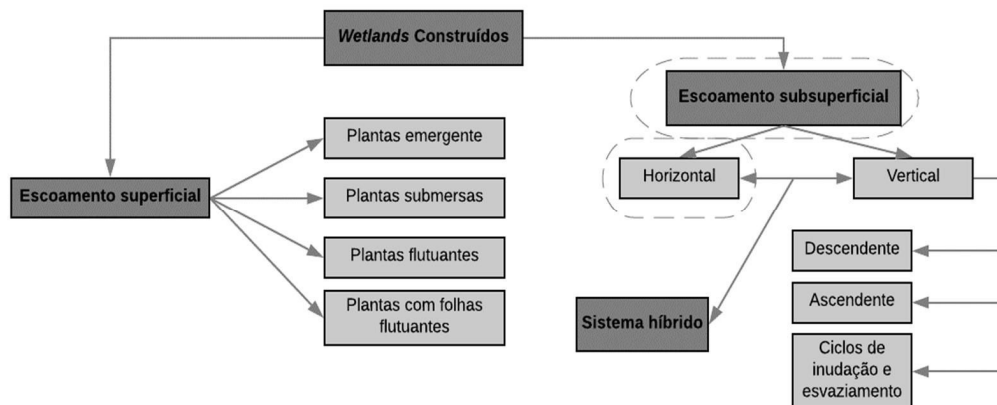
No entanto, como toda unidade de tratamento, os SACs também apresentam desvantagens que estão relacionadas à dependência de fatores ambientais; a grande demanda de áreas para instalação; a necessidade de longo período para adaptação de plantas; a necessidade de controle de espécies invasoras; e a principal desvantagem, que é a colmatção do sistema, fenômeno que será detalhado a seguir (GEARY; MOORE, 1999; PLATZER; MAUCH, 1997; SIEGRIST, 1987).

3.2 Classificação dos Sistemas Alagados Construídos

Os SACs podem ser classificados segundo o sentido de escoamento, nível d'água em relação à camada de meio filtrante (caso exista) e as condições de operação. De acordo com o primeiro critério, as unidades podem ser separadas em unidades de escoamento vertical (SAC-EV) e horizontal (SAC-EH). Os últimos ainda podem ser subdivididos em escoamento superficial (SAC-EHS), onde a lâmina de água residuária é evidente (acima do nível do leito filtrante), e escoamento subsuperficial (SAC-EHSS), onde o líquido não fica aparente (KADLEC; WALLACE, 2009).

Por sua vez, os SACs-EV podem ser de escoamento descendente (SAC-EVD) ou ascendente (SAC-EVA). Nos últimos anos, passou-se a avaliar a combinação entre verticais e horizontais, como no estudo precursor de Seidel nos anos 1950, além de outras modificações com uso de chicanas, aeradores, unidades do tipo *Biorack*, entre outros, visando aumentar a eficiência de remoção e reduzir os requisitos de área (VALIPOUR *et al.*, 2009; VYMAZAL; KROPLEOVÁ, 2015; ILLYAS; MASIH, 2017). Na Figura 2, estão apresentadas algumas das possíveis classificações dos SACs:

Figura 2 – Possíveis classificações de Sistemas Alagados Construídos, com base no sentido de escoamento e nível d'água em relação ao substrato



Fonte: Sezerino *et al.* (2015)

Dentre as configurações apresentadas na Figura 2, os SACs-EHSS são os mais utilizados e avaliados, em função de alguns fatores como: menor risco de contaminação do operador, pois não há contato com o líquido em tratamento; o maior tempo de contato da água residuária com microrganismos e plantas, permitindo ter maior absorção de nutrientes; e a maior simplicidade operacional (KADLEC; WALLACE, 2009; NAZ *et al.*, 2009; MATOS; MATOS, 2017). Porém, ao mesmo tempo é a unidade que ocupa maiores áreas e a mais sujeita à colmatação, pela aplicação ser contínua e ocorrer na área transversal (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

3.3 Colmatação e acúmulo de sólidos em Sistemas Alagados Construídos

A colmatação, principal problema operacional dos SACs, é caracterizada pela redução dos espaços porosos do leito, dado ao acúmulo de sólidos, sejam esses aderidos (na parede do substrato) ou intersticiais. Durante a operação dos SACs, ocorrem os diferentes mecanismos de remoção descritos, que se por um lado favorecem a remoção de poluentes, por outro lado concorrem para diminuição da porosidade do leito (PEDESCOLL *et al.*, 2009).

Dada à restrição da passagem do líquido por vazios do substrato, há alterações na hidrodinâmica do reator, com redução da condutividade hidráulica, formação de zonas mortas e caminhos preferenciais, ocorrência de escoamento superficial, com possível diminuição do tempo de detenção hidráulica (TDH), o que pode levar a redução no

tratamento e na vida útil funcional do sistema (ROUSSEAU *et al.* 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010). Alguns trabalhos têm demonstrado que os SACs continuam operando com bom desempenho mesmo em condições com elevado grau de colmatação (VYMAZAL, 2018; MATOS *et al.*, 2018). Porém ainda assim, torna-se importante o acompanhamento das condições de operação do leito, e o prolongamento do período de ocorrência do colapso do sistema (aumentar o tempo de vida útil das unidades), de forma a evitar exalação de maus odores, atração de vetores e a contaminação do operador pelo líquido exposto (FU *et al.*, 2013; VASCONCELLOS; VON SPERLING; OCAMPOS, 2019).

Diferentes fatores têm sido apontados como interferentes na colmatação, tais como a retenção de sólidos suspensos por filtração e sedimentação; a formação do biofilme que cresce aderido às paredes do meio suporte e nas raízes das espécies vegetais cultivadas; o crescimento de raízes e rizomas; a formação de precipitados e o aprisionamento de gases (KADLEC e WALLACE, 2009; HUA *et al.*, 2010; KNOWLES *et al.*, 2011; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). No entanto, a partir da identificação que a maior parte dos sólidos de colmatação é inorgânica e que têm características semelhantes às do substrato utilizado no leito (PEDESCOLL *et al.*, 2009; MIRANDA *et al.*, 2017; MATOS *et al.*, 2017), passou-se a considerar a importância do desgaste do substrato filtrante e ponderar sobre a utilização de meios suportes mais resistentes às condições intempéricas de operação dos SACs e mesmo meios suportes inertes.

3.4 Tipos de meio suporte

Como discutido anteriormente, os primeiros SACs foram preenchidos com argila, o que implicava em rápida obstrução dos espaços porosos, razão pela qual se passou a avaliar substratos filtrantes de maior porosidade (KADLEC; WALLACE, 2009). Passaram a ser utilizados a areia, muito comum em projetos de unidades de escoamento vertical, e meios suportes pedregulhosos como brita, solo de pedra-pome, xisto, serpetinita, escória de alto forno, tijolos, carvão ativado e até concha do mar (REN *et al.*, 2007; BALLANTINE; TANNER, 2010; MATEUS; VAZ; PINHO, 2012; BLANCO *et al.*, 2016).

Na escolha do material suporte, substrato ou mídia, termos utilizados na literatura especializada, deve-se observar algumas características do material. A primeira refere-se à granulometria, sendo comum a utilização em SACs-EHSS de brita 0 (diâmetro 4,8 a 9,5 mm), brita 1 (de 9,5 a 19 mm) ou brita 2 (de 19 a 25 mm), além de materiais com dimensões equivalentes, tendo o tamanho das partículas frequentemente apresentado pela variável d_{10} (diâmetro da abertura da peneira que permite a passagem de 10% das amostras) (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). A definição da granulometria deve passar por um equilíbrio entre eficiência e tempo de vida útil do leito. Sabe-se que menores dimensões de partículas permitem aumento da capacidade de filtração e sorção, porém conduzem a colmatação mais precoce. Por essa razão, granulometrias menores são empregadas quando o meio suporte apresenta alturas maiores que as habituais e em menores taxas de aplicação hidráulica (IAQUELI, 2016).

Outro aspecto relevante é quanto a uniformidade das dimensões das partículas do meio suporte, reportado pelo coeficiente de desuniformidade (CD), dado por d_{60}/d_{10} . A mistura de materiais com granulometrias muito diferentes, por exemplo, reduz os espaços vazios do leito, acelerando a colmatação, razão pela qual essa prática não é recomendável. Deve-se, portanto, lavar a mídia, de forma a reduzir a presença de solos, finos e impurezas, realizar o peneiramento, de forma a ter um material o mais homogêneo possível (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Para se ter boas eficiências na remoção de poluentes, é ainda importante que o material de preenchimento escolhido tenha elevada área superficial específica, visando maior formação de biofilme e maior capacidade de adsorção de poluentes (MATOS *et al.*, 2017). Essa característica é intrínseca ao tipo de substrato escolhido e também à granulometria do meio suporte. Materiais sintéticos e de menores diâmetros comumente apresentam maior área superficial específica, razão pela qual o uso dos primeiros têm ganhado maior interesse pela comunidade científica (ZHONG *et al.*, 2022).

À medida que a água residuária escoar pelo meio suporte, há fornecimento de matéria orgânica e nutrientes que ficam disponíveis para os microrganismos. Esses, por sua vez, colonizam a mídia, havendo crescimento e reprodução, e agregação de outros microrganismos, proteínas e sólidos, desenvolvendo também matriz extracelular complexa com a presença de substâncias poliméricas que se estabelecem na superfície (LUCCHESI, 2006). De acordo com Flemming e Wingender (2010), essa matriz constitui cerca de 90% do volume do biofilme, sendo um dos fatores de grande responsabilidade (em termos de volume) na redução dos vazios em condições saturadas do leito (MATOS,

2015). Para Jenkinson e Lappin-Scott (2011), a adesão da microbiota depende das características do meio suporte utilizado (granulometria e tipo de material), da energia disponível (refere-se à disponibilidade e acesso às fontes de energia). Dessa forma, a área superficial tem grande influência na colonização e na espessura ativa do biofilme (LO MONACO *et al.*, 2017).

A reatividade do material utilizado no meio suporte também pode proporcionar aumento da capacidade de remoção por formação de precipitados (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Por essa razão, foram estudados materiais como lodo de estação de tratamento de água (ETA), argila expandida e outros tipos de solos argilosos e materiais argilosos (BALLANTINE; TANNER, 2010; VYMAZAL, 2011). Por outro lado, os substratos filtrantes citados podem proporcionar encarecimento dos SACs e/ou colmatação precoce, pela formação de precipitados e redução de granulometria, havendo contribuição para redução da porosidade do leito (ZHONG *et al.*, 2022).

Sendo assim, é importante a escolha de materiais que sejam resistentes (ao desgaste) e baratos, sem que haja prejuízo no desempenho das unidades na remoção de contaminantes. De acordo com Kadlec e Wallace (2009), os custos com material filtrante e a sua substituição após a colmatação podem chegar a 10 a 19% do custo inicial da obra. Uma avaliação feita por Schroeder (2020) em Santa Catarina indicou que 60% dos custos de materiais para construção de SACs-EHSS seriam para a aquisição do meio suporte (brita e areia).

Segundo levantamento feito por Sezerino *et al.* (2015), no Brasil, a maior parte das pesquisas é realizada com brita, seguido de areia e outros materiais pedregulhosos, em função da facilidade de aquisição. Porém há relatos de avaliações feitas com cascas de arroz, pneu picado e bambu, o que demonstra um caminho interessante, o de aproveitamento de resíduos sólidos, podendo haver economia na construção do SAC e redução da quantidade enviada para aterros sanitários ou descartados incorretamente no meio ambiente.

Utilizando garrafas PET amassadas fechadas com tampa, Saraiva *et al.* (2018) observaram que não houve prejuízo à remoção de matéria orgânica, fósforo e potássio em relação aos leitos preenchidos com brita. Em outra avaliação, foi inclusive demonstrado que a extração de sódio por plantas cultivadas em SACs preenchidos com as garrafas PET amassadas pode ser maior (SARAIVA *et al.*, 2019). Além disso, por se tratar de um material inerte, proporcionou menos sinais de colmatação no período avaliado por Miranda *et al.* (2019). Pelos motivos apresentados, Miranda *et al.* (2020) consideraram que

a utilização de materiais inertes como as garrafas PET amassadas poderiam ser empregados em SACs, proporcionando eficiência de remoção, baixos custos e maior tempo de vida útil ao sistema.

Uma questão, no entanto, surge em relação à possível liberação de microplásticos durante a passagem de água residuária por um leito preenchido com garrafas PET ou outro tipo de material plástico. Outro questionamento está relacionado à melhor forma de disposição das garrafas PET no leito, sendo que a sua utilização poderia proporcionar maior área superficial para formação de biofilme, podendo aumentar a capacidade de remoção de poluentes pelos dos SACs.

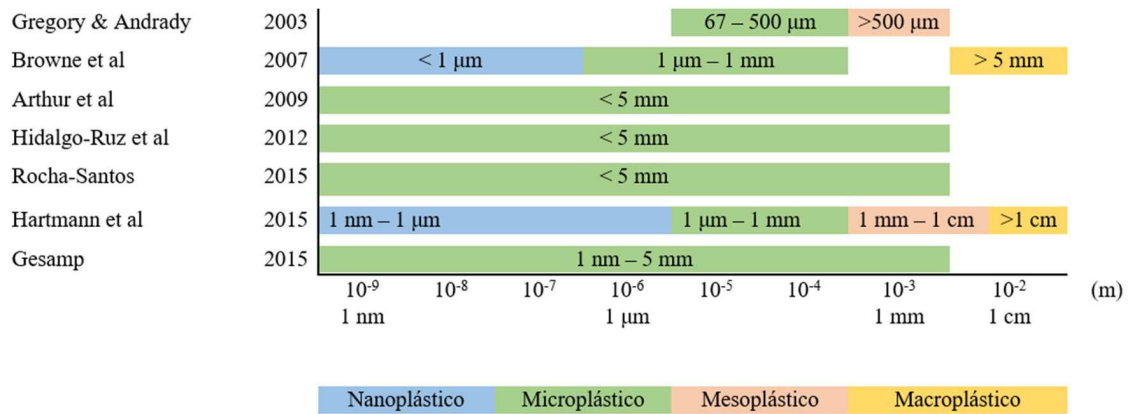
3.5 Microplásticos

A presença de minúsculos detritos de plásticos foi descrita pela primeira vez na literatura científica no começo dos anos 1970, na revista *Ambiente Marinha* (CARPENTER; SMITH, 1972). Segundo Thompson *et al.* (2004), os resíduos maiores de plásticos que se encontram expostos no meio ambiente sofrem diversas fragmentações e criam detritos de plásticos cada vez menores, que podem se propagar por grandes distâncias. Foi na publicação dos referidos autores, é que o termo microplástico foi utilizado pela primeira para se referir às partículas de plásticos com tamanhos reduzidos e desde então vem sendo usado pela comunidade científica (HARTMANN *et al.*, 2017; THOMPSON *et al.*, 2004; BARBOZA; GIMENEZ, 2015).

Em relação à definição da escala microplástico, existem diferentes classificações na literatura. Contudo, a disposição mais assertiva é dada como partículas de dimensões menores a 5 mm, proposta no workshop internacional, coordenado pelo *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) em 2015 (ARTHUR *et al.*, 2015).

É possível observar na Figura 3 algumas definições de dimensionamento de microplástico de acordo com alguns autores, que também fazem o uso das nomenclaturas nanoplástico, mesoplástico e macropástico.

Figura 3 – Definição de microplástico de acordo com seu dimensionamento por diferentes autores



Fonte: Adaptado de Olivatto (2017)

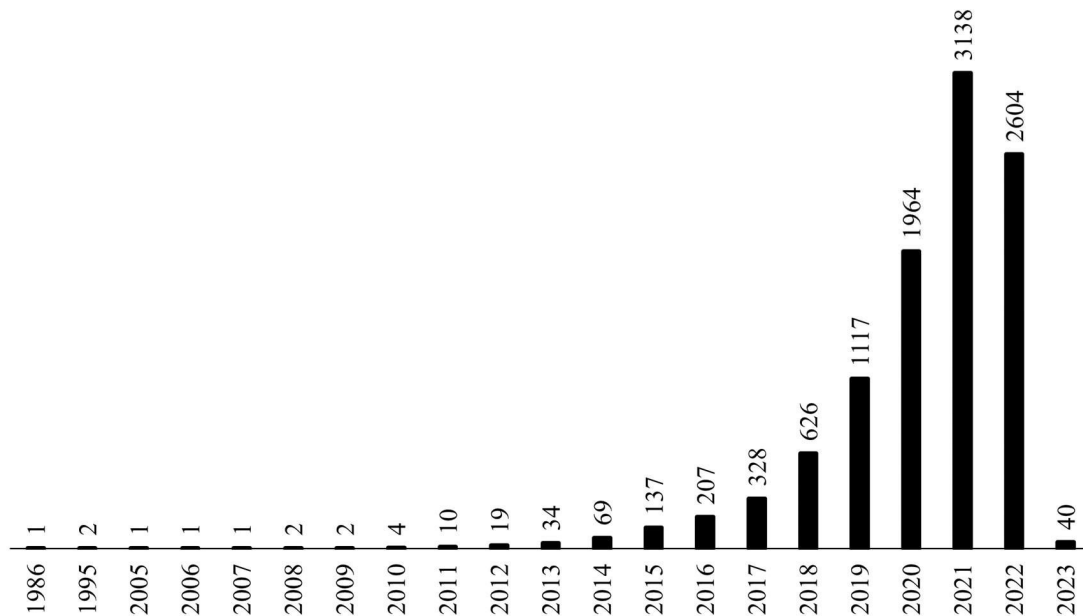
Desde as primeiras publicações, os microplásticos têm sido identificados no meio ambiente, sendo provenientes da contaminação por despejos de águas residuárias, partículas transportadas pelo vento e oriundos da disposição de resíduos e insumos plásticos no solo. As fontes desses microcontaminantes podem ser diversas como fibras de roupas, produtos de limpeza pessoal, cosméticos, fertilizantes, aterros sanitários e industriais, lixões, abrasão de pneus em estradas, plásticos utilizados na agricultura, entre outros (CHAE; AN, 2018; QI *et al.*, 2020). Além de serem de difícil degradação, permanecendo no ambiente por muitos anos, podem ser absorvidos pelos organismos, acumulando na cadeia alimentar; e serem vetores de contaminação (por organismos patogênicos, contaminantes orgânicos e por metais pesados), afetando a biota e a saúde humana (HE *et al.*, 2018; QI *et al.*, 2020).

Apesar da recente preocupação em relação aos microplásticos, esses micropoluentes foram observados na superfície dos oceanos e no sistema digestivo de alguns animais marinhos já em 1970 (CARPENTER *et al.*, 1972; CARPENTER; SMITH., 1972), muitos anos antes de se ter um termo para se referir ao contaminante. A partir de então, outros estudos têm demonstrado além da presença de microplásticos nos mares e oceanos em lagos e rios, no gelo marinho no Ártico no ar e na saída das estações de tratamento de esgotos (OBBARD *et al.*, 2014; CABLE *et al.*, 2017; CEDRO; CLEARY, 2015; SHIM; THOMPOSON, 2015; PENG *et al.*, 2018; ABBASI *et al.*, 2019; CONLEY *et al.*, 2019).

Na Figura 4, estão apresentadas as publicações de 1986 até julho de 2020, indicando que o interesse em relação à temática cresceu muito nos últimos anos. Segundo

levantamento feito na base *Web of Science*, em 2011 eram apenas 10 trabalhos que envolviam o termo “*Microplastics*”, crescendo para 1094 publicações científicas em 2019. Até julho de 2020, são 926 textos com a presença desta palavra-chave.

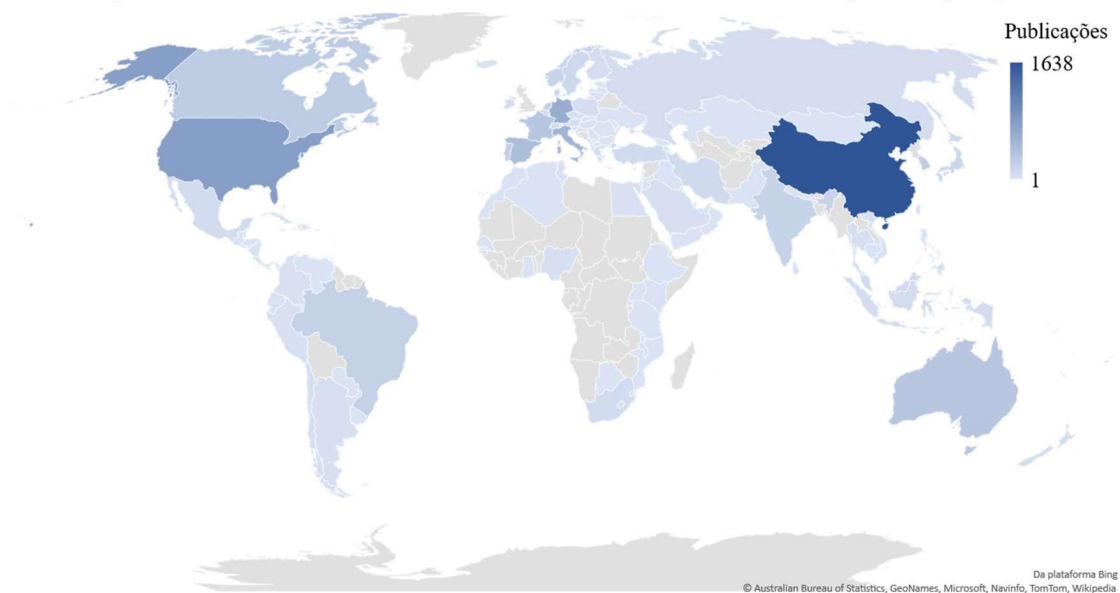
Figura 4 – Publicações científicas contendo a temática *microplastics*



Fonte: *Web of Science* (2022)

Na Figura 5, foi apresentado um gráfico temático no qual é possível observar a frequência de publicações de cada país contendo a temática *microplastisc*. A China é o país que mais faz pesquisas e mais publica no mundo, com o total de 1638 publicações, em sequência tem-se Estados Unidos com 793 publicações e Alemanha com 626 publicações. O Brasil se encontra em décimo terceiro lugar, com 208 publicações de 2007 até 2021.

Figura 5 – Publicações científicas contendo a temática *microplastic* por país

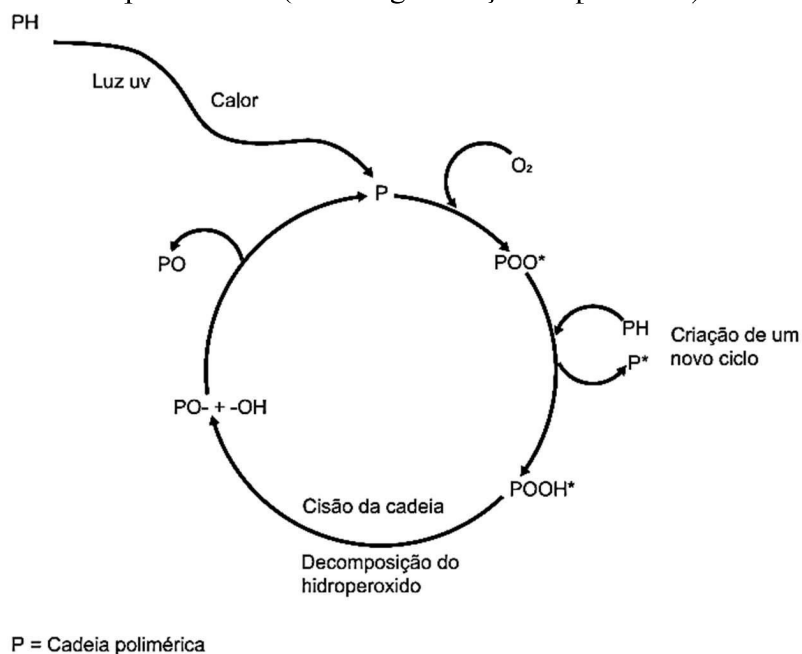


Fonte: *Web of Science* (2021)

Os microplásticos são partículas poliméricas que são classificados segundo a sua origem (THOMPSON *et al.*, 2004; ANDRADY, 2011; GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Os microplásticos primários são fabricados, sendo utilizados em cosméticos (esfoliantes) para uso pessoal e no jateamento de areia utilizados para limpeza de embarcações (GREGORY, 1999; ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2011). Os microplásticos secundários, por sua vez, são formados no ambiente pela degradação de polímeros por meio de processos físico-químicos (radiação ultravioleta, degradação termal, degradação termo oxidativa, hidrólise, etc.) e da biodegradação por microrganismos (ANDRADY, 2011; KOCKOTT, 1989).

A exposição à radiação UV (ultravioleta) rompe as ligações químicas do polímero, reduzindo o tamanho das cadeias e tornando-o mais susceptível à fragmentação, que pode ocorrer por ações de ventos, ondas e atividades humanas (WYPYCH; GORDOLINSKI, PERALTA-ZAMORA 1999; GEWERT; PLASSMANN; MACLEOD, 2015; ANDRADY, 2017; ISENMANN, 2018). As reações que podem ocorrer por fotodegradação estão apresentadas na Figura 6.

Figura 6 – Esquema representativo da reação de fotodegradação (processo foto-oxidativo) das cadeias poliméricas (com fragmentação do polímero)



Fonte: Adaptador de Gewert, Plassmann e MacLeod (2015)

Dada à redução da massa molar do composto polimérico, há aumento da superfície específica do microplástico, resultando em maior área para colonização microbiana, o que acelera a degradação dos materiais poliméricos (USCÁTEGUI *et al.*, 2016; OBERBECKMANN; LABRENZ, 2020; YUAN *et al.*, 2020). Por outro lado, os microrganismos podem criar biofilmes que protegem a partícula, evitando a fotodegradação e aumentando a densidade em relação à água, resultando na sedimentação do polímero (OBERBECKMANN; LABRENZ, 2020).

Assim, em SACs preenchidos com materiais plásticos, dada à formação do biofilme crescendo de forma aderida ao meio suporte, pode haver redução da fotodegradação, o que poderia resultar em menor liberação de microplásticos, ao mesmo tempo em que pode haver certa disponibilização pela ação decompositora microbiana. Assim, torna-se importante a análise da utilização de meio suporte de materiais plásticos em unidades de tratamento de águas residuárias, de forma a inferir sobre a liberação dos microplásticos e o efeito preponderante sobre a formação desses microcontaminantes (ação microbiana x redução da incidência direta de luz sobre o material) (SEZERINO *et al.*, 2015).

Em relação à influência das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) na remoção do microcontaminante, a maior parte dos trabalhos indicam eficiências elevadas de remoção de microplásticos (CARR; LIU; TESORO, 2016; MICHIELSSEN *et al.*, 2016; MURPHY *et al.*, 2016; TALVITIE *et al.*, 2017; CONLEY *et al.*, 2019), sendo a retenção no lodo, uma rota importante da redução da concentração do microplástico (GOUVEIA, 2018; LV *et al.*, 2019; NGO *et al.*, 2019). Por outro lado, unidades de tratamento com ação de radiação ultravioleta (UV) para permitir a desinfecção do efluente podem ser ambientes propícios para fragmentação do plástico, havendo possível liberação do microcontaminante no esgoto.

3.6 Métodos aplicados para separação e classificação de microplásticos

Para identificação da presença e da liberação e de microplásticos em amostras, é necessário realizar algumas etapas que envolvem separação, quantificação e por fim, a sua caracterização.

As coletas de águas superficiais são normalmente feitas em redes de nêutrons ou plânctos com malhas variando de 0,20 mm a 0,33 mm, de forma a filtrar os fragmentos de plásticos de granulometria entre essa faixa de tamanho e 5,0 mm, diâmetro de definição de microplástico, com retenção de grandes volumes (BRANDON; GOLDSTEIN; OHMAN, 2016; COPPOCK *et al.*, 2017; MILLER; KROON; MOTTI, 2017). Já para coleta dos sedimentos acumulados no fundo da calha de cursos d'água, não existem equipamentos específicos para realizar a retirada de ambientes, sendo a amostragem feita manualmente ou com a utilização de dragas Van Veen ou Ekman (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Após a remoção, o material coletado também passa pelas malhas de redes de nêutrons, havendo segregação dos microplásticos.

Posterior à filtragem, os microplásticos, o líquido retido e as impurezas passam nova etapa de separação, onde são adicionados sais para aumento da densidade do meio líquido (MANI *et al.*, 2015; MASURA *et al.*, 2015; WAGNER; LAMBERT, 2018). A solução salina mais utilizada é o cloreto de sódio saturada (NaCl) com massa específica de $1,20 \text{ g cm}^{-3}$ (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012), contudo, a sua utilização pode não possibilitar realizar a separação de polímeros com alta densidade, como é o caso do Tereftalato de polietileno (PET, massa específica de $1,38 \text{ g cm}^{-3}$) (CRICHTON *et al.*, 2017). Visando contornar o problema, Quinn, Murphy e Ewins (2017) avaliaram e

obtiveram resultados superiores de recuperação de diferentes tipos de microplásticos com a utilização de brometo de zinco (ZnBr_2 , massa específica de $1,71 \text{ g cm}^{-3}$) em comparação com as soluções de NaCl, iodeto de sódio (NaI) e brometo de sódio (NaBr).

Impurezas ainda podem atrapalhar a visualização dos microplásticos, que podem ter partículas aderidas à superfície. Como discutido, a geração de partículas tão diminutas permite ter grande área superficial de adesão e acúmulo de microrganismos e compostos na superfície, dificultando a observação da presença desses microcontaminantes. A remoção da matéria orgânica, bactérias e algas, por exemplo, pode ocorrer por meio da estabilização com temperatura de $60 \text{ }^\circ\text{C}$ e água oxigenada (ESTAHBANATI; FAHRENFELD, 2019). O uso de dicromato de potássio, reagente empregado na determinação da demanda química de oxigênio (DQO), é um produto químico em potencial para remoção de matéria orgânica aderida à superfície dos microplásticos. Por fim, cita-se a possibilidade de emprego do hexano, extrator de biofilme (HIDALGO-RUZ, 2012).

Existem ainda diversos métodos de identificação e análise de microplásticos em diferentes amostras que divergem quanto a eficiência e os custos de realização das metodologias. Até o momento não existe uma padronização para os métodos descritos na literatura ou a indicação do procedimento mais indicado para determinação da presença de microplásticos nas amostras. Para muitos pesquisadores, o ideal é a combinação de mais de um método de reconhecida segurança e eficiência na identificação das partículas (SHIM; HONG; EO, 2016).

A identificação visual é a primeira etapa da análise da contaminação do meio de interesse com microplásticos. Logo após, deve-se fazer o pré-tratamento da amostra, com uso a identificação é feita a olho nu ou então com uso de microscópio. A vantagem de utilizar essa abordagem inicial é por ser um método mais rápido para contagem, apresentar menores custos e ser um procedimento mais simples. No entanto, é impossível somente com a análise visual identificar polímeros, fazendo com que seja preciso utilizar de métodos auxiliares permitindo aumentar a precisão da avaliação (LI; LIU; CHEN, 2017). Os erros em relação a identificação visual variam de 20 a 70% quando comparados a outros métodos mais confiáveis (SHIM; HONG; EO, 2016).

Na tentativa de minimizar erros e tornar a técnica da identificação visual por microscópio mais confiável é preciso seguir certos critérios. Por exemplo, de acordo com Norém (2017): a) nenhuma estrutura orgânica ou celular pode ser vista nos microplásticos; b) as fibras devem ser igualmente espessas no decorrer do seu

comprimento; c) os microplásticos devem apresentar cores homogêneas e claras; d) quando forem observados microplásticos brancos ou transparentes, é necessário que sejam examinados em microscópio de alta ampliação com auxílio de luz fluorescente para excluir qualquer origem orgânica.

Apesar de seguir à risca os critérios sugeridos, os resultados da classificação visual ainda são afetados por alguns fatores como a qualidade da microscopia, fatores pessoais, impurezas e a matriz da amostra. Além disso, a contagem de microplástico por análise visual sofre desvantagens causadas pelo tamanho da resolução da microscopia, limitando a análise (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

É possível também fazer uso do método da agulha quente (*hot needle*), usado para segregar as partículas não plásticas daquelas que são plásticas (WITTE *et al.*, 2014), como também citado no “*The Guide to Microplastic Identification*” criado por *Marine & Environmental Research Institute* (MERI). Quando utilizada a agulha muito quente, as partículas plásticas enrolarão ou derreterão, já os materiais biológicos e qualquer outra partícula biológica não sofrerão nenhuma alteração, permitindo a segregação dos materiais (WITTE *et al.*, 2014).

A espectroscopia é outro método que pode ser utilizado na identificação de microplástico, sendo uma metodologia recém empregada para essa finalidade (a partir de 2017). Esse método se divide em dois tipos: a *Fourier-transform infrared* (FTIR) *spectroscopy* e a *Raman spectroscopy*, como descritos a seguir (LI; LIU; CHEN, 2017).

A espectroscopia FTIR se dá pela irradiação da amostra a uma luz infravermelha com comprimento de onda já determinado, fazendo a absorção da radiação infravermelha que é coletada pelo equipamento, com isso é definido a estrutura da amostra (LI, LIU, CHEN, 2017). Já a espectroscopia Raman se dá pela passagem de um raio laser na amostra, resultando em frequências variadas de luz difusa que depende dos átomos e da estrutura molecular presentes, produzindo um espectro exclusivo para cada tipo de polímero (LÖDER; GERDTS, 2015; SHIM; HONG; EO, 2016).

Como vantagens do emprego da espectroscopia FTIR e da Raman, pode-se citar a precisão de identificação dos microplásticos, permitindo determinar os tipos de polímeros plásticos sem causar danos nos microplásticos presente na amostra. É possível também utilizar a espectroscopia FTIR em microplásticos de até 500 μm , usando o modo “*attenuated reflectance*” (ATR) em particular de até 20 μm , e no Raman até 1 μm . O FTIR também apresenta particularidades que possibilita determinar os tanto desgastes

químicos quanto físicos dos microplásticos (LÖDER, GERDTS, 2015; SHIM; HONG, EO, 2016; LI; LIU; CHEN, 2017).

Entre as desvantagens dos últimos métodos citados (espectroscopia) estão os elevados custos de realização da técnica, o tempo demandado para obtenção dos resultados e a complexidade do uso da metodologia, necessitando de pessoas capacitadas e experiente para fazer o uso das máquinas, além de requerer que se tenha um vasto conhecimento das características dos polímeros. É possível, por exemplo, que aconteçam erros durante a contagem do microplásticos usando a espectrometria FTIR em casos de sobreposição das partículas. A espectroscopia Ramam, por sua vez, é bastante sensível a pigmentos e aditivos químicos que ajudam na identificação de alguns polímeros (LÖDER, GERDTS, 2015; SHIM; HONG, EO, 2016; LI; LIU; CHEN, 2017).

Assim, o campo da identificação e quantificação de microplásticos no esgoto ainda está em expansão, requerendo ainda a definição das metodologias mais propícias, a definição dos fatores de maior influência na fragmentação do plástico, além de inferir sobre os mecanismos de remoção, entre outros. Na Estação de Tratamento de Esgotos da UFLA (ETE-UFLA), será avaliado o potencial de emprego de garrafas PET amassadas de duas diferentes formas (abertas sem tampas; e fechadas e tampadas), de forma a investigar a potencial liberação dos referidos microcontaminantes, a formação de biofilme e a influência no desempenho na depuração do esgoto sanitário. Para alcançar o objetivo, serão utilizados os métodos de separação por sais utilizando NaCl, e de identificação através de microscopia ótica.

4 CONCLUSÕES

- O meio suporte (mídia ou substrato filtrante) presente em Sistemas Alagados Construídos (SACs) contribui para o desenvolvimento vegetal e microbiano; retenção e sorção de sólidos orgânicos e íons em solução; filtração e redução da velocidade de escoamento;
- À medida que ocorre a operação dos SACs, em função dos mecanismos de remoção e do desgaste do meio suporte, ocorre redução dos espaços porosos, no fenômeno denominado colmatção, diminuindo o tempo de vida útil do leito, podendo haver prejuízos ao desempenho das unidades;
- Dada à susceptibilidade de intemperismo da mídia empregada, pode ser interessante o uso de materiais inertes como as garrafas PET. Trabalhos anteriores mostraram desempenho na remoção de contaminantes semelhante ao de SACs preenchidos com brita, além de retardo dos sinais de colmatção;
- Um possível inconveniente do emprego das garrafas PET é a liberação de microplásticos em solução. Essa questão tem ganhado importância em função da identificação do microcontaminante em diferentes matrizes ambientais, resultando em aumento no número de pesquisas sobre o tema;
- Os fatores contribuintes já identificados para liberação de microplásticos são a radiação UV, vento, ondas, atividade humana e ação microbiana. Se por um lado, a liberação de enzimas de microrganismos pode contribuir para a fragmentação do plástico, por outro, a formação de colônias (biofilme) sobre a superfície do material pode reduzir a ação do sol;
- As poucas pesquisas realizadas em SACs têm apresentado resultados satisfatórios na remoção de microplásticos;
- Carece de uma padronização nos métodos de separação, identificação e quantificação de microplásticos, sendo um campo ainda em desenvolvimento.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, S.; KESHAVARZI, D.; MOORE, F.; TURNER, A.; KELLY, F. J.; DOMINGUEZ, A. O.; JAAFARZADEH, N. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 153–164, 2019.
- AMORIM, R.F.C.; LEOPOLDO, P.R.; CONTE, M.L. Sistemas de tratamento de esgotos Domésticos utilizando taboa. In: **VI Congresso Brasileiro de Limnologia**, Anais... São Carlos: CBL. 9 p, 1997.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12–22, 2017.
- ARTHUR, C.; BAKER, J. E.; BAMFORD, H. A.; **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris**. University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA, sept. 9-11, 2015.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; LEITE JUNIOR, A. R.; PONTES, M. R.; GUALHANO, D. S. Desempenho agrônômico de mentha aquática cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 322–330, 2015.
- BABATUNDE, R. O.; QAIM, M. Impact of off-farm income on food security and nutrition in Nigeria. **Food Policy**, v. 35, n. 4, p. 303–311, 2010.
- BALLANTINE D.; TANNER, C. C. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 53, n. 1, p. 71–95, 2010.
- BARBOZA, L. G. A.; GIMENEZ, B. C. G. Microplastics in the marine environment: current trends and future perspectives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, 2015.
- BLANCO, I.; MOLLE, P.; MIERA, L. E. S.; ANSOLA, G. Basic oxygen furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. **Water Research**, v. 89 p. 355–365, 2016.
- BRANDON, J.; GOLDSTEIN, M.; OHMAN, M. D. Long-term aging and degradation of microplastic particles: Comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 299–308, 2016.
- CABLE, R. N.; BELETSKY, D.; BELETSKY R.; WIGGINTON, K.; LOCKE, B. W.; DUHAIME, M. B. Distribution and modeled transport of plastic pollution in the Great Lakes, the world’s largest freshwater resource. **Frontiers in Environmental Science**, v. 5, p. 1–18, 2017.
- CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, 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**, v. 99, p. 6866–

6877, 2018.

CARPENTER, E. J.; ANDERSON, S. J.; HARVEY G. R.; MIKLAS, H. P.; PECK, B. B. Polystyrene Spherules in Coastal Waters. **Science**, v. 178, n. 11, p. 749–750, 1972.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. J. Plastics on the Sargasso Sea Surface. **Science**, v. 175, p. 1240–1241, 1972.

CARR, S. A., LIU, J., TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174–182, 2016.

CEDRO, A.; CLEARY, J. Microplastics in Irish Freshwaters : a Preliminary Study 14th International Conference on Environmental Science and Technology, . **Proceedings...**, n. 9, p. 1–4, 2015.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. **Environmental Pollution**, v.240, p.387-395, 2018.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

COLE, M; WEBB, H.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E. S.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific Reports**, v.4, p.1-8, 2014.

COPPOCK, R. L.; COLE, M.; LINDEQUE, P. K.; QUEIRÓS, A. M.; GALLOWAY, T. S. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 829–837, 2017.

COSTA, R. DE A. *et al.* Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation tim. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 83–91, 2019.

CRICHTON, E. M.; NOEL, M.; GIES, E. A.; ROSS, P.S. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1419–1428, 2017.

ESTAHBANATI, S.; FAHRENFELD, N. L. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. **Chemosphere**, v. 162, p. 277–284, 2016.

FIA, R. L; MATOS A. T; FIA, R.; BORGES, A.C., ABREU, E. C. Influência de carga de nutrientes e de espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistema alagados construídos. **Revista Ambi-Água**, v. 10, n. 3, p. 542–553, 2015.

FLEMMING, H. C.; WINGENDER, J. The biofilm matrix. *Nature Review*, **Microbiology**. v.8, p.623-633, 2010.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 393-398, 2013.

GEARY, P. M.; MOORE, J. A. Suitability of a treatment wetland for dairy wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 179–185, 1999.

GEWERT, B.; PLASSMANN, M. M.; MACLEOD, M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**, v. 17, n. 9, p. 1513–1521, 2015.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, p. 25–29, 2017.

GOUVEIA, R. J. S. Eficiência de remoção de microplásticos em quatro ETAR portuguesas. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – **Faculdade de Ciências e Tecnologia**, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 99 p., 2018.

GREGORY, M. R. Plastics and South Pacific island shores: Environmental implications. **Ocean and Coastal Management**, v. 42, n. 6–7, p. 603–615, 1999.

HARTMANN, N. B.; RIST, S.; BODIN, J.; JENSEN, L. H.; SCHMIDT, S. N.; MAYER, P.; BAUN, A.; **Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota**. Integrated Environmental Assessment and Management, 2017.

HE, D.; LUO, Y.; LU, S.; LIU, M.; SONG, Y.; LEI, LI. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. **Trends in Analytical Chemistry**, v.109, p.163-172, 2018.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 2012.

HUA, G. F.; ZHU, W.; ZHAO, L. F.; HUANG, J. Y. Clogging pattern in vertical flow constructed wetlands: insight from a laboratory study. **J. Hazard. Mater**, v. 180, p. 668–674, 2010.

IAQUELI, A.L. **Wetlands construídos: Aplicações, benefícios e vantagens do sistema**. São Paulo, 2016.

ISENMANN, A. F. **Princípios da Síntese Orgânica**. 2. Ed. Timóteo, Minas Gerais, 2018.

JENKINSON, H. J., LAPPIN-SCOTT, H. M. **Biofilms adhere to stay**. **Trends in Microbiology**. Volume 9, Issue 1, Pages 9-10, 2001.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R. **Treatment Wetlands**. Florida: **Lewis Publishers**. 893 p., 1996.

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

KNOWLES P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 99–112, 2011.

KOCKOTT, D. Natural and Artificial Weathering of Polymers. **Polymer Degradation and Stability**, v. 25, n. 2–4, p. 181–208, 1989.

LARES, M.; NCIBI, M.C.; SILLANPÄÄ, M.; SILLANPÄÄ, M.. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. **Water Res.** V. 133, p. 236 – 246, 2018.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362–374, 2017.

LIMA, M. X.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; BORGES A. C.; FILIPPE, T. C.; AZEVEDO, J. C. R.; NAGALLI, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1365–1373, 2018.

LO MONACO, P.A.V.; SOELA, D.M.; HADDADE, I.R.; OZA, E.F.; SANTOS, M.M. Tratamento De Água Residuária De Suinocultura Em Sistemas Alagados Construídos Cultivados Com *Heliconia psittacorum* e *Hedychium coronarium*. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG. v.25, n.6, 2017.

LÖDER, M. G. J.; GERDTS, G. Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics — A Critical Appraisal. In: **Marine Anthropogenic Litter**. [s.l.: s.n.]. p. 201–226, 2015.

LUCCHESI, E. G. **Desenvolvimento De Sistema De Obtenção De Biofilmes In Vitro E A Avaliação De Sua Susceptibilidade A Biocidas**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, SP. 90f. 2006.

LV, X.; DONG, Q.; ZUO, Z.; LIU, Y.; HUANG, X.; WU, W. M. Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. **Journal of Cleaner Production**, v.225, p.579-586, 2019.

MANI, T.; HAUKE, A.; WALTER, U.; BURKHARDT-HOLM, P. Microplastics profile along the Rhine River. **Scientific Reports**, v. 5, p. 1–7, 2015.

MASURA, J.; BAKER, J.; FOSTER, G.; ARTHUR, C. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment. recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. **NOAA Marine Debris Program National**, 39 p., 2015.

MATEUS, D. M. R.; VAZ, M. N.; PINHO, H. J. O. Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. **Ecological Engineering**, v. 41, p. 65–69, 2012.

MATOS, M. P. **Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento identificação subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. Tese (Doutorado) – Universidade de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2015.

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

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, v.106 p.588–596, 2017.

MATOS, M. P.; 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, p.87-107, 2018.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; ARANHA, P. R. .A; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. Clogging in constructed wetlands: Indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the Total Environment**, v. 676, p. 333–342, 2019.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. 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.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276–283, 2005.

MILLER, M. E.; KROON, F. J.; MOTTI, C. A. Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. **Marine Pollution Bulletin**, v. 123, n. 1–2, p. 6–18, 2017.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B. Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positions of plant species. **Revista Ambiente e Água**, v. 15, n. 3, p. 445–458, 2020.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B.; TEIXEIRA, D. L. Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, 2019.

MUÑOZ, P.; DRIZO, A.; CULLY HESSION, W. Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. **Water Research**, v. 40, n. 17, p. 3209–3218, 2006.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment.

Environmental Science and Technology, v. 50, p. 5800–5808, 2016.

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, n. 8, p. 1255–1263, 2009.

NGO, P. L.; PRAMANIK, B. K.; SHAH, K.; Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. **Environmental Pollution**, v.255, p.1-8, 2019.

NIVALA, M.B.; HOSS, C.; CROSS, S.; WALLACE, G. Parkin. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 19-27, 2009.

NORÉN, F. Small plastic particles in Coastal Swedish waters. KIMO Sweden. **N-research**, n. 0, p. 1– 11, 2007.

OBBARD, R. W.; SADRI, S.; WONG, Y. Q.; KHITUN, A. A.; BAKER, I.; THOMPSON, R. C. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. **Earth's Future**, v. 2, p. 315–320, 2014.

OBERBECKMANN, S.; LABRENZ, M. Marine microbial assemblages on microplastics: diversity, adaptation, and role in degradation. **Annual Review of Marine Science**, v. 12, n. 1, p. 209–232, 2020.

OLIVATTO, G. P. **Estudo sobre microplásticos em águas superficiais na porção oeste da Bahia de Guanabara**. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil, 2017.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and solutions. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 175–181, 1997.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCIA, D.; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1216–1224, 2009.

PENG, G.; XU, P.; ZHIU, B.; BAI, M.; LI, D.. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. **Environmental Pollution**, v. 234, p. 448–456, 2018.

PHILIPPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H. Domestic effluente treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor, 144 p., 2004.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; MAGRI, M.E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under

different loading rates. In: 10th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, **Proceedings...**, Lisboa: IWA, p. 631-639, 2006.

QI, R.; JONES, D. L.; LI, Z.; LIU, Q.; YAN, C. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. **Science of the Total Environment**, v.703, p.134722-134733, 2020.

QUINM, B.; MURPHY, F.; EWINS, C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. **Analytical Methods**, v. 9n. 9, p.1491-1498, 2017.

ROSTON, D.M. & MANSOR, M.T.C. Tratamento de esgoto por sistemas de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES. CD-ROM, 1999.

ROUSSEAU, D.P.L; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **WaterScience and Technology**, v.51, v.9., p.243–50, 2005.

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. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; MIRANDA, S. T. Influence of substrate and species arrangement of cultivated on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 417–425, 2018.

SCHIRMER, W. N.; OLIVEIRA, G. L. Desodorização de efluentes líquidos tratados em leito de zona de raízes (“wetlands”). **Tecno-lógica**, v. 14, n. 1, p. 11–19, 2010.

SCHROEDER, A. K. **Avaliação de tecnologias normatizadas e wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de esgoto por meio de análise multicriterial**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 139p., 2020.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPIS, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.

SHIM, W. J. OO.; THOMPOSON, R. C. Microplastics in the Ocean. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 69, n. 3, p. 265–268, 2015.

SHIM, W. J.; HONG, S. H.; EO, S. E. Identification methods in microplastic analysis: a review. **Analytical Methods**, n. 9, p. 1384–1391, 2016.

SIEGRIST, R. L. Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affected by effluent composition and loading rate. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, p. 181–

187, 1987.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n. 1, p. 63–72, 2011.

TALVITIE, J.; MIKOLA, A.; SETÄLÄ, O.; HEINONEM, M.; KOISTINEN, A. How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. **Water Research**, v.109, p. 164–172, 2017.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. .G; MCGONIGLE, D; RUSSEL, A. E. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

USCÁTEGUI, Y. L.; ARÉVALO, F. R.; DIAZ, L. E.; COBO, M. I.; VALERO, M. F. Microbial degradation, cytotoxicity and antibacterial activity of polyurethanes based on modified castor oil and polycaprolactone. **Journal of Biomaterials Science, Polymer Edition**, v. 27, n. 18, p. 1860–1879, 2016.

VALIPOUR, A.; RAMAN, V. K.; 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.

VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M.; OCAMPOS, R. S. From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during 10 years of operation. **Water Science and Technology**, v.79, n.7, p.1231–1240, 2019.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, 65 p. dez. 2018.

VYMAZAL, J. Enhancing ecosystem services on the landscape with created, constructed and restored wetlands. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 1–5, 2011.

VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? **Chemical Engineering Journal**, v.331, p.663–674, 2018.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. **Environment International**, v. 75, p. 11–20, 2015.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. **Freshwater Microplastics - The Handbook of Environmental Chemistry?** v. 58, 2018.

WANG, M.; ZHANG, D. Q.; DONG, J. W.; TAN, S. K. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate - A review. **Journal of Environmental Science**, v. 57, p. 293–311, 2017.

WITTE, B. DE *et al.* Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 146–155,

2014.

WYPYCH, F.; GORDOLINSKI, J. E.; PERALTA-ZAMORA, P. Preparation and Characterization of a Kaolinite-1-methyl-2-Pyrrolidone Intercalation Compound. **Colloid Interface Sci**, v. 1, n. 211, p. 137–141, 1999.

YUAN, J.; MA, J.; SUN, Y.; ZHOU, T.; ZHAO, Y.; YU, F. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136–968, 2020.

ZHANG, D.Q.; GERSBER, R.M.; NG, W.J.; TAN, S.K. Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review. **Environmental Pollution**, v. 184, p. 620–639, 2014.

ZHONG, H.; HU, N. WANG, Q.; CHEN, Y.; HUANG, L. How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? **Science of The Total Environment**, v. 828, 2022.

CAPITULO 2 – AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMA ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL PREENCHIDOS COM GARRAFAS PET AMASSADAS (ABERTAS E FECHADAS) E BRITA

RESUMO

Para reduzir o risco de colmatção em Sistemas Alagados Construídos (SACs) pelo desgaste do meio suporte, pesquisas têm sido realizadas no intuito de avaliar o potencial emprego de materiais inertes, como materiais plásticos. Como já foi demonstrado em trabalhos anteriores, não há prejuízo nas eficiências de remoção empregando garrafas PET amassadas, porém torna-se necessário investigar a melhor forma de disposição da mídia no leito. Assim, objetivou-se avaliar a influência da utilização de garrafas PET em diferentes disposições (aberta e fechada) em Sistemas Alagados Construídos de escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), comparando com leito preenchido com brita, em relação ao desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Empregando 3 SACs-EHSS de 0,15 m² de área superficial e TDH de projeto de 1,5 d, com preenchimento com camada de 25 cm de meio suporte e alimentados com esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras, monitorou-se a condutividade elétrica (CE), pH, fósforo total, DBO e nitrogênio total (NTK). Observou-se que não há diferença significativa entre os tratamentos, sugerindo ser possível utilizar garrafas PET tanto abertas quanto fechadas em SACs-EHSS, em substituição à brita. E apesar das baixas eficiências (em porcentagem) no tratamento de um esgoto menos concentrado, houve atendimento dos padrões de lançamento previstos na DN COPAM 01/2008.

Palavras-Chave: esgoto universitário; meio suporte; materiais plásticos; wetlands construídos; remoção de nutrientes e matéria orgânica.

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas alagados construídos (SACs) são definidos como unidades de tratamento projetadas para simulação de áreas alagadas naturais, dado o potencial de depuração desses ambientes, visando a mitigação dos impactos do lançamento de águas residuárias no corpo receptor. Por ação de mecanismos químicos, físicos e biológicos, diferentes contaminantes têm sido satisfatoriamente removidos de distintas águas residuárias em SACs, garantindo à tecnologia, flexibilidade operacional e grande aplicabilidade (SANTIAGO *et al.*, 2005; SALATI; SALATI FILHO; SALATI, 2009; PRATA *et al.*, 2013). Como outras vantagens dos SAC, pode-se citar os menores custos de implantação e operação; a maior simplicidade de construção e operacional, não demandando pessoal treinado; a dispensa do uso de energia e de produtos químicos; a não geração de lodo para descarte; as elevadas eficiências; a geração de biomassa passível de aproveitamento; e a possibilidade de conferir harmonia paisagística (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; MATOS, 2017; VYMAZAL, 2005).

Contudo, como toda unidade de tratamento, os SACs também apresentam desvantagens, como o grande requisito de área, o que dificulta a implantação em algumas localidades; a necessidade de se realizar o manejo das espécies vegetais, que podem requerer um longo período longo para adaptação no leito (ambiente saturado e com elevada condutividade elétrica), além de controle de espécies invasoras (KADLEC; KNIGHT, 1996; KADLEC; WALLACE, 2008). No entanto, o principal inconveniente da adoção dessas unidades, está relacionada com a colmatação, fenômeno de obstrução dos espaços porosos pelo acúmulo de sólidos e que é inerente ao funcionamento dos SACs (PEDESCOLL *et al.*, 2009).

Diversos fatores têm sido apontados como causadores da colmatação, como a formação de biofilme; crescimento radicular e liberação de sólidos vegetais; acúmulo de sólidos por filtração, precipitação e adsorção; aprisionamento de gases, entre outros (VALIPOUR; RAMAN; GHOLE, 2009; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). No entanto, a observação de que a maior parte dos sólidos acumulados é inorgânica (70-80%) e que apresenta características semelhantes ao tipo de meio suporte, tem indicado que o desgaste do substrato filtrante tem grande contribuição na redução do tempo de vida útil da unidade (DOTRO *et al.*, 2017; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS *et al.* 2018; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Consequentemente, a escolha do meio suporte é um fator chave no retardamento da colmatação.

O tipo de mídia utilizada no preenchimento do leito também tem influência no desempenho dos SACs, pois contribui nos mecanismos de sorção, filtração, precipitação e formação de biofilme (AVELAR *et al.*, 2014; KADLEC; WALLACE, 2009; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; PRATA *et al.* 2013). Assim, deve-se preferir materiais com grande área superficial, para possibilitar melhor aderência de sólidos e formação da comunidade microbiana (MATOS *et al.*, 2017). Ao mesmo tempo, é recomendado encontrar equilíbrio entre filtração e tempo de vida útil, não inserindo materiais finos e desuniformes. Por fim, se materiais reativos favorecem a precipitação de contaminantes, por outro lado, podem acelerar o processo de colmatação (MATOS; MATOS, 2017).

Diante dessas questões, além dos custos relativos à aquisição e troca do meio suporte colmatado, a utilização de resíduos sólidos para preenchimento em SACs tem ganhado interesse (KADLEC; WALLACE, 2009), sobretudo com emprego de materiais inertes (não sujeitos a desgaste). Os bons resultados obtidos com uso de garrafas PET em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal (SACs-EHSS), com desempenho compatível com leitos preenchidos com brita, aliado a menor acúmulo de sólidos e extensão de escoamento superficial (indicativo de colmatação em SACs-EHSS) (SARAIVA *et al.*, 2018; SARAIVA *et al.*, 2020; MIRANDA *et al.*, 2020), credenciam a sua utilização.

Por outro lado, com a proposta de utilização desse resíduo sólido inerte é recente, deve-se investigar qual melhor forma de sua disposição nos SACs, de forma a favorecer maior área superficial para formação de biofilme e melhor desempenho. Saraiva *et al.* (2018; 2020) e Miranda *et al.* (2020) utilizaram garrafas PET amassadas e tampadas, porém especula-se que o uso das mesmas destampadas e furadas pode proporcionar aumento da superfície para aderência de sólidos e microrganismos.

Com isso, o objetivo com a realização do trabalho foi avaliar a influência da utilização da garrafa PET em diferentes disposições (aberta e fechada) em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), tendo como comparação um leito preenchido com brita, quanto ao desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O experimento foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto na Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA) na cidade de Lavras em Minas Gerais, latitude 21°14' S, longitude 44°59' W. O sistema começou a ser operado no dia 01 de abril de 2021 e se encerrou no dia 21 de dezembro de 2021, totalizando 245 dias de operação.

O clima de Lavras é classificado como Cwa (subtropical úmido), com todas as estações bem definidas, com verões chuvosos com precipitações médias mensais de 110 mm, que correspondem aos meses de outubro a março, e invernos secos com precipitação média mensal de 42 mm, que corresponde aos meses de abril a setembro, com temperatura média máxima de 22,7 °C no verão e 19,7 °C no inverno (SÁ JÚNIOR *et al.*, 2012).

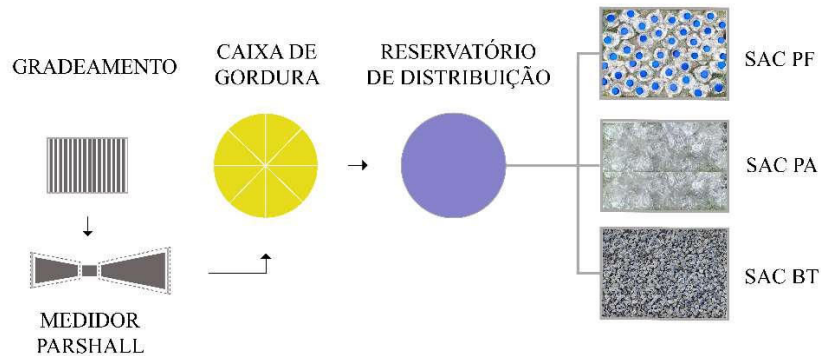
A ETE-UFLA recebe e trata todo o esgoto produzido no campus, oriundos das cantinas, refeitórios, sanitários, hospitais universitários, laboratórios entre outras instalações presente na instituição, coletados e conduzidos por duas elevatórias espalhadas pelo Campus: a Estação Elevatória da Goiaba (EEG) e a Estação Elevatória da Veterinária (EEV), sendo que a EEG transporta o esgoto produzido na parte norte do campus, incluindo o restaurante universitário, e a EEV que conduz o efluente produzido na parte sul do campus abrangendo o Hospital Veterinário (FIALHO, 2019). Assim, de acordo com o acionamento de cada elevatória, as características do afluente podem diferir num mesmo período. Já os efluentes químicos provenientes dos laboratórios são coletados e tratados separadamente, não havendo contribuições dessa natureza, a não ser oriundos de possíveis descartes acidentais ou de traços contidos em vidrarias e utensílios contaminados.

A ETE-UFLA é composta por grades grossas e finas (placas perfuradas com diferentes diâmetros), Medidor Parshall, Caixa de Gordura e Elevatória (tratamento preliminar), seis reatores UASB, seis Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), quatro filtros de areia (tratamento secundário), tanque de desinfecção com cloro e tanque de contato com lâmpadas UV (tratamento terciário).

A estação está localizada em uma área de menor trânsito de pessoas, afastado de locais de maior consumo e utilização de plásticos e descartáveis, assim espera-se que as maiores contribuições de microplásticos sejam provenientes do esgoto e da possível liberação do meio suporte utilizado nas unidades de tratamento da própria ETE.

Após passar pelo tratamento preliminar, percorrendo o gradeamento, medidor Parshall e caixa de gordura, o esgoto é bombeado para um reservatório de distribuição, para alimentar os três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), sendo a primeira etapa do tratamento descentralizado, conforme o esquema apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Configurações dos SACs-EHSS



Fonte: Do autor (2022)

2.2 Aspectos construtivos e operacionais dos SACs-EHSS

Os três SACs-EHSS utilizados neste estudo foram construídos de vidro temperado com espessura de 8 milímetros, com 0,60 m de comprimento, 0,40 m de altura e 0,25 m de largura, totalizando o volume de 60 litros e área superficial de 0,15 m² por SAC, estrutura construída e utilizada por Ázara (2020) em outra avaliação. No referido experimento, o autor objetivou visualizar o crescimento radicular em estruturas de vidro. Na intenção de evitar a incidência solar que poderia prejudicar a eficiência do sistema, foram utilizadas placas de isopor nas laterais dos SACs (Figura 2).

Figura 2 – Placas de isopor inseridos nas laterais dos SACs-EHSS



Fonte: Do autor (2022)

Nos SACs avaliados não foram cultivadas nenhuma espécie vegetal, de forma a reduzir outros possíveis fatores de influência na formação de biofilme e no desempenho das unidades (propiciando comparação somente dos tipos de meio suporte). Matos *et al.* (2018) também empregaram SACs não plantados na investigação do efeito das configurações geométricas na cinética das unidades.

Para fazer a alimentação das unidades com esgoto de tratamento preliminar, foram utilizadas 3 bombas peristálticas dosadoras que fizeram o bombeamento do efluente armazenado em um reservatório de distribuição. Para o uso do reservatório de distribuição foi empregada uma bombona com capacidade de 200 litros, com uma perfuração de 0,15 m em relação a seu fundo, constituída por três torneiras montadas paralelamente, de maneira que possibilitou que cada torneira alimentasse cada bomba que posteriormente alimentou cada SAC, utilizando mangueiras de jardim convencional.

As tubulações de entrada do efluente foram posicionadas a altura de 0,04 m em relação ao fundo do SAC, enquanto a saída ficava a 0,35 m em relação ao fundo do SAC. As tubulações de saída contavam com registros para controle da lâmina d'água durante a etapa de adaptação e, com uma estrutura fundamentada na teoria dos vasos comunicantes, de acordo com a Lei de Stevin, com altura de 0,30 m (Figura 3).

Figura 3 – Tubulações de entrada do efluente e saída fundamentada na teoria dos vasos comunicantes



Fonte: Do autor (2022)

O SAC BT foi preenchido com brita #1, o SAC PA com garrafas PET de 500 mL amassadas abertas e o SAC PF com garrafas PET de 500 mL amassadas e fechadas (com tampa). As garrafas PET foram colocadas dentro de uma tela, e acima foi adicionada uma camada de brita de forma que essas não flutuassem com a entrada do líquido, semelhante ao utilizado em Saraiva *et al.* (2018). Em todos os SACs, houve preenchimento com meio suporte até a altura de 35 cm, sendo que nos SACs PA e PF, o preenchimento foi feito

com 25 cm de garrafas PET e 10 cm de brita, enquanto no SAC BT foi adicionado somente brita. O nível do esgoto ficou mantido em 25 cm, sendo essa a altura útil dos SACs-EHSS.

Antes da utilização nos SACs, a brita foi caracterizada quanto à sua composição granulométrica, com utilização de uma série de peneiras, para avaliar o diâmetro d_{10} (diâmetro da peneira que permite a passagem de 10% das amostras). As garrafas PET foram amassadas aplicando uma pressão sobre a sua superfície, utilizando de um amassador manual de lata de alumínio. Enquanto as garrafas fechadas foram novamente tampadas, as abertas foram furadas na parte inferior e mantidas destampadas (Figura 4).

Figura 4 – a) Garrafa PET furada/ b) SAC preenchido com garrafas PET amassada destampada; c) SAC preenchido com garrafas PET amassada tampada



Fonte: Do autor (2022)

Os SACs foram alimentados com vazão correspondente para disponibilizar tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1,5 d para todas as unidades. As vazões foram determinadas de acordo com o TDH preestabelecido para cada SAC-EHSS e considerando o volume total utilizado de 37,5 L, empregando a seguinte equação:

$$Q = \frac{V \times \varepsilon}{TDH} \quad (1)$$

Onde se tem,

Q = Vazão ($L d^{-1}$);

V = Volume útil (L);

TDH = Tempo de detenção hidráulica teórico, sem correção da evapotranspiração (d);

ε = Porosidade ($m^3 m^{-3}$)..

Para obtenção da porosidade de cada material, colocou-se os mesmos em um recipiente graduado, medindo o volume de água necessário para alcançar o menisco da altura de brita ou garrafa PET no meio de acondicionamento.

O controle da vazão foi feito diariamente utilizando a medição direta e fazendo a regulagem das bombas. Ainda assim ocorreram variações em relação às vazões de projeto. Com base em todas as vazões registradas, foi calculada a vazão média (Tabela 1). Observa-se que a intenção era que todas as unidades tivessem o mesmo TDH, tendo vazões aplicadas diferentes conforme a porosidade, no entanto, em razão da regulagem das bombas, houve TDHs distintos.

Tabela 1 – Características operacionais dos SACs-EHSS

SAC-EHSS	TDH de projeto (d)	Vazão teórica (L d ⁻¹)	ϵ (m ³ m ⁻³)	Vazão média (L d ⁻¹)	TDH médio*
SAC BT	1,5	6,75	0,27	7,50	1,35
SAC PA	1,5	10,00	0,40	12,50	1,20
SAC PF	1,5	14,40	0,58	13,10	1,66

* Considerando a vazão média afluyente

Fonte: Do autor (2022)

2.3 Monitoramentos físico e químico

No decorrer do tempo de funcionamento dos SACs-EHSS, foi feito o monitoramento da qualidade tanto do afluyente como do efluente dos reatores realizando análises semanais, fazendo a determinação das seguintes variáveis físicas: condutividade elétrica (CE), potencial hidrogênico (pH); e químicas: fósforo total (PT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), de acordo com o estabelecido no *Standard Methods* (APHA; AWWA, WEF, 2012), pelos métodos referidos a seguir:

- i. CE – condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650;
- ii. pH – método potenciométrico com medidor MS TecnoPON (mPA 210);
- iii. PT – método do ácido ascórbico com leitura em espectrofotômetro;
- iv. DBO – por titulação do oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler após 5 dias de incubação da amostra a 20 °C;
- v. NTK – método micro-Kjeldahl.

Como citado anteriormente, o período de monitoramento totalizou 242 dias, iniciando no dia 01 de abril de 2021 e finalizando no dia 21 de dezembro de 2021.

Contudo o começo das coletas aconteceu 90 dias após o início de funcionamento do sistema, de forma a proporcionar a maturação do leito, com formação de biofilme, possibilitando melhor desempenho das unidades. Em outras pesquisas essa fase é de aclimação das culturas (não utilizadas no experimento), permitindo que haja adaptação das espécies vegetais às condições alagadas e com elevada concentração de sais (AVELAR *et al.*, 2015; GARGALLO *et al.*, 2017). Assim, as campanhas de coletas iniciaram no dia 01 de julho de 2021 e se encerraram no dia 21 de dezembro de 2021, totalizando 22 amostragens da entrada e das saídas.

As coletas semanais foram realizadas no período da tarde, em garrafas plásticas de 500 mL, sendo as mesmas encaminhadas imediatamente para o laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) da Universidade Federal de Lavras, para a condução das análises.

As temperaturas do ar foram retiradas dos bancos de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), de acordo com a Estação 83687 de Lavras – MG, com os horários de temperaturas registrados para às 00h, 12h e 18h.

De forma a inferir sobre a influência do tipo de meio suporte no desempenho das unidades, foram utilizadas ferramentas estatísticas descritas a seguir.

2.4 Teste de aderência

Nas análises dos dados, utilizou-se tanto a estatística descritiva, quanto às inferências estatísticas para avaliação da efetividade dos tratamentos e se há diferença do desempenho entre os mesmos. Na escolha dos testes, inicialmente realizou-se a análise quanto à distribuição das séries de dados, avaliando se seguem a distribuição normal ou não. Para essa finalidade, empregou-se o software Statística 10.0, com uso dos testes Chi-quadrado e Kolmogorov-Smirnov.

2.5 Análise estatística

A partir da identificação de que os dados não seguem a distribuição normal, como é comum de dados ambientais, ainda mais quando se tratando de águas residuárias com grande variação de características, caso do esgoto da ETE-UFLA (SOARES, 2021), foram empregados testes não paramétricos. Para esse propósito, foi utilizado o teste de

Kruskal Wallis, para comparação entre os grupos de dados independentes, ao nível de 5% de significância, para as variáveis analisadas, utilizando o software Statistica 10.0.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização das águas residuárias durante o período monitorado

No decorrer do período de monitoramento, ocorreram alguns eventos que contribuíram para alterar as características do esgoto de alimentação das unidades. O experimento começou no período de suspensão das atividades presenciais, imposto pela pandemia do SARS-COV-2. Assim, houve redução importante do número de contribuintes para a água residuária, podendo alterar a composição do esgoto que já apresenta grande variabilidade. Como discutido, Fialho (2019) verificou haver diferenças entre as características do esgoto dependendo da elevatória acionada.

Já nas últimas semanas do período de experimentação, a universidade reabriu as portas para que os alunos acompanhassem as aulas práticas, elevando o número de usuários do campus e causando outra variação nas características do efluente. Soares (2021) também monitorou o esgoto durante diferentes períodos (pandemia, com e sem aulas) e observou grandes valores do coeficiente de variação (CV). Para a DQO do esgoto bruto, por exemplo, o CV foi de 87,6%, enquanto que para DBO, 72,1%, considerando todo o período de monitoramento (SOARES, 2021). De acordo com a classificação de Gomes (1990), CV superiores a 30,0% podem ser considerados muito altos. No entanto, deve-se ponderar que para determinados tipos de dados, maior variabilidade é esperada, como é o caso de dados ambientais. Para Mohallem et. al. (2008), deve-se ter classificações específicas para essas distintas classes de dados.

Na Tabela 2 estão demonstradas as médias das concentrações da entrada (esgoto bruto) e das saídas dos SACs-EHSS das variáveis supervisionadas. Foi estabelecida uma normatização de casas decimais dos dados apresentados na tabela, na qual definiu-se que para valores menores que 1, ficariam com duas casas decimais; para dados com valores entre 1 e 10, uma casa decimal; enquanto que para valores maiores que 10, não foi adicionada nenhuma casa decimal, sendo arredondado o valor (MATOS, 2015).

Tabela 2 - Médias das concentrações das variáveis da Entrada (esgoto bruto) e na saída dos SACs-EHSS seguido do desvio padrão da média, além das medianas dos valores, coeficientes de variação (CV) e médias das eficiências de remoção em relação às concentrações (Ef.)

Variáveis		Monitoramento completo			
		Entrada N (22)	SAC BT N (22)	SAC PA N (22)	SAC PF N (22)
pH	Média	7,7 ± 0,3	7,1 ± 0,6	7,5 ± 0,4	7,4 ± 0,5
	Mediana	7,6	7,1b	7,6a	7,5ab
	CV (%)	3,9	8,5	5,3	6,8
CE	Média	783 ± 237	524 ± 197	605 ± 188	644 ± 184
	Mediana	756	562a	643a	623a
	CV (%)	30	38	31	29
ST	Média	379 ± 203	295 ± 141	284 ± 143	317 ± 152
	Mediana	347	309a	276a	292a
	Ef. (%)	–	14	19	9
	CV (%)	54	48	50	48
DBO	Média	137 ± 95	33 ± 9	34 ± 10	35 ± 9
	Mediana	101	30a	33a	34a
	Ef. (%)	–	67	67	64
	CV (%)	69	27	29	26
NTK	Média	15 ± 8	5 ± 4,3	9 ± 4,8	10 ± 4,2
	Mediana	14	4,6b	8,5ab	10a
	Ef. (%)	–	66	38	21
	CV (%)	53	86	53	42
PT	Média	2 ± 2	1 ± 0,3	2 ± 1	2 ± 1
	Mediana	1	2b	2a	2a
	Ef. (%)	–	31	-34	-44
	CV (%)	100	30	50	50
T °C	Média	23,8	24,1	24,4	24,3

N – número de observações; pH – potencial de hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio, em mg L^{-1} ; NTK – nitrogênio total Kjeldahl; PT – fósforo total, em mg L^{-1} , T – temperatura média do ar em °C. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância (comparação das saídas dos tratamentos).

Fonte: Do auto (2022)

De forma semelhante à Soares (2021), pode-se observar na Tabela 2 que os resultados demonstrados apresentam grandes desvios (e valores de CV) em relação à média, o que pode estar relacionado com a variabilidade das características do esgoto, devido a dois fatores: I) operação de duas elevatórias com efluentes de distintas

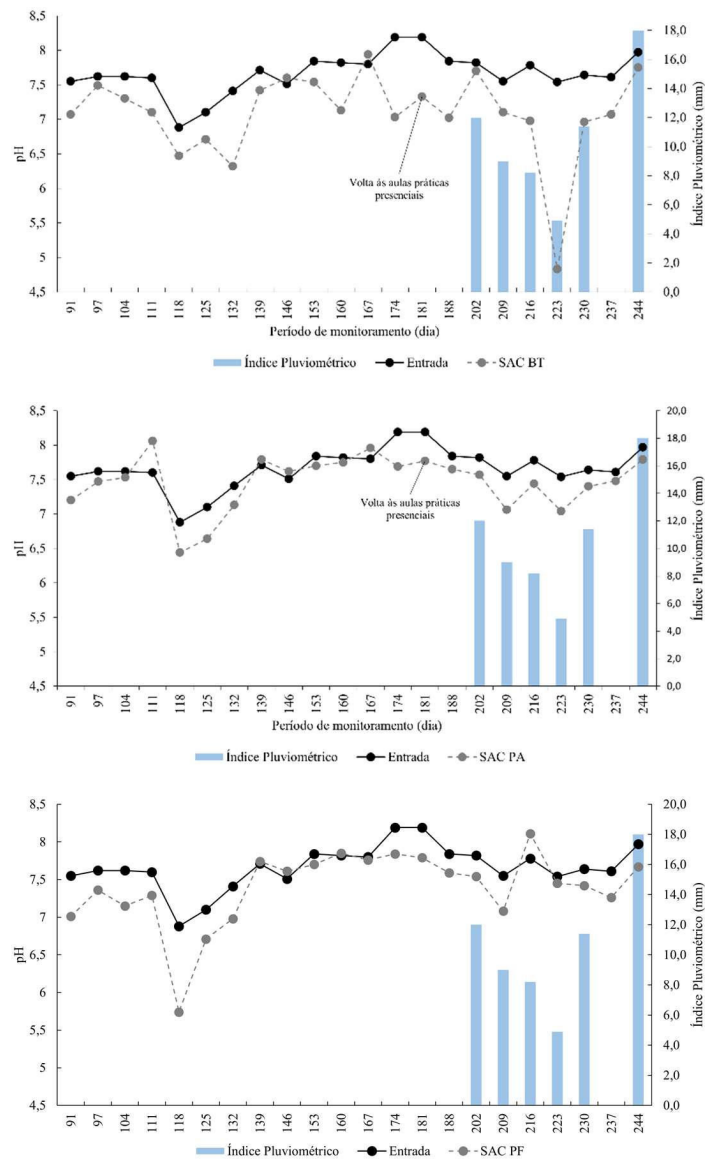
características; II) mudança no número de contribuintes ao longo do período de monitoramento. Soares *et al.* (2020), por exemplo, observaram diferenças significativas na concentração do esgoto durante o período de aulas com o período de férias e do fechamento da universidade, em decorrência da pandemia.

3.2 pH e Condutividade Elétrica

Os valores médios de pH obtidos encontram-se dentro da faixa de pH típica de esgoto doméstico, que varia de 6,7 a 8,0 (VON SPERLING, 2014). É possível observar também que, no que se refere ao pH, as unidades operaram os sistemas funcionaram em condições adequadas para o desenvolvimento dos microrganismos que são encarregados pela degradação da matéria orgânica, que se encontra entre 6,0 a 9,0 (METCALF; EDDY, 2016). Como o experimento aconteceu durante o período de distanciamento social, as maiores oscilações observadas nos valores de pH aconteceram com o aumento e diminuição da carga durante os dias de chuvas (Figura 5). Já os maiores valores foram observados durante a volta dos alunos para as aulas práticas.

Os valores de pH de saída encontraram-se próximo a neutralidade, se mantendo dentro da faixa adequada de 6,0 a 9,0, para o lançamento, de acordo com o que é definido pela Deliberação Normativa (DN) COPAM/CERH nº 01 de 2008 (MINAS GERAIS, 2008).

Figura 5 – Variação do pH na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-EHSS no decorrer do monitoramento



Fonte: Do autor (2022)

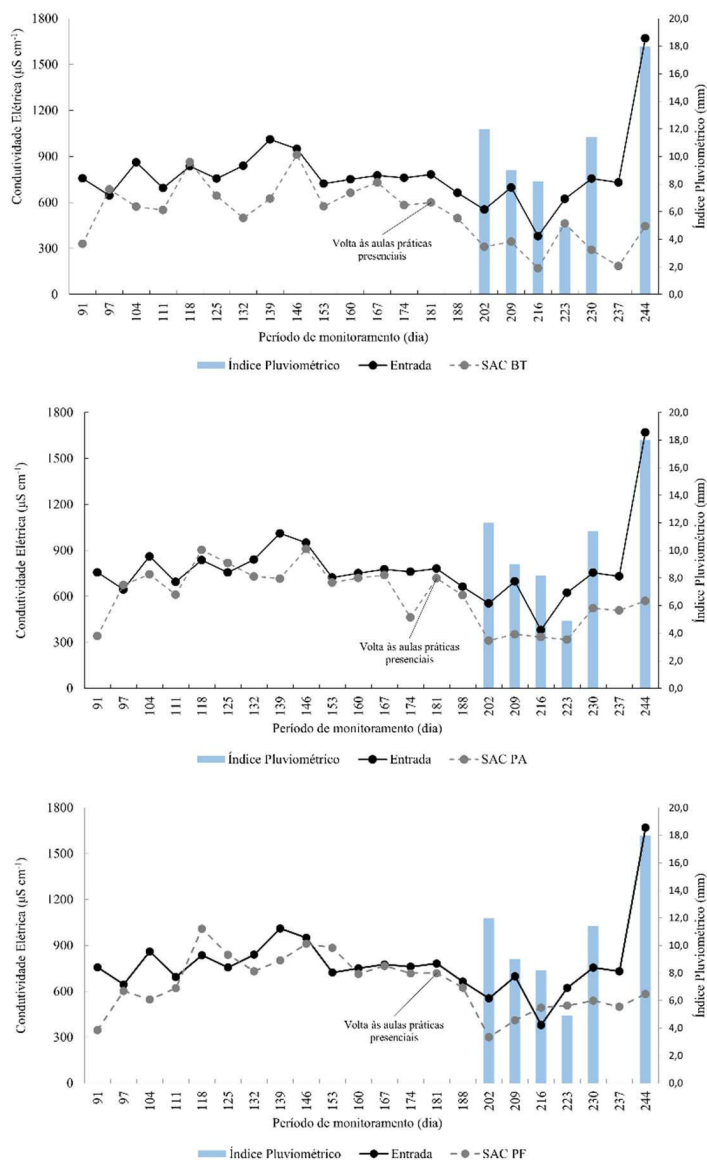
Com base no observado, há diferença significativa no valor do pH efluente do SAC preenchido com garrafas PET abertas (SAC-PA) em comparação com o meio de brita, porém ambos não diferem da unidade que continha garrafas fechadas. Liu *et al.* (2018) também verificaram influência significativa do tipo de mídia, porém foi de um material mais reativo, caso da escória de alto forno empregada. Esse foi utilizado como meio suporte em SACs-EHSS, tendo aumento do potencial hidrogeniônico após passagem por essa unidade. A escória de alto forno é um material sabidamente rico em carbonatos, silicatos, magnésio e ferro (MATOS *et al.*, 2018), podendo ter efeito mais

pronunciado sobre o pH em relação a outros tipos de meio suporte. Sandoval-Herazo *et al.* (2018), por exemplo, não verificaram diferença significativa entre pedra vulcânica e garrafas PET.

Ao contrário do pH, não foi observada diferença significativa entre os valores de condutividade elétrica (CE) nos tratamentos. O tipo de meio suporte também não foi um fator interferente na redução da CE no estudo de Sandoval-Herazo *et al.* (2018), que apontaram a inserção de plantas como uma forma de elevação do desempenho das unidades na remoção de íons. Já Tatouis *et al.* (2017) observaram estabilidade do pH após passagem tanto por meio suporte plástico quanto pedregulhoso, porém verificaram menor condutividade elétrica nas unidades preenchidas com plástico, uma vez que são materiais inertes e que não são sujeitos à desgaste pela ação do biofilme ou ações físicas e químicas da passagem da água residuária (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

Na Figura 6 estão apresentadas as variações da CE no decorrer do experimento. Verifica-se que a CE está dentro da faixa de valores normalmente encontrados em esgotos sanitários (ARIF *et al.*, 2020). Porém, ao contrário do que ocorreu para pH e CE neste estudo, essa condição não é refletida para outras variáveis para essa água residuária, como verificado por Santos (2022). Na avaliação do autor, o esgoto da ETE-UFLA diferiu significativamente do esgoto municipal de Lavras (cidade onde está inserida a universidade), para as variáveis sólidos suspensos totais (SST), DQO e surfactantes, o que também pode interferir nos resultados obtidos e nas comparações com outros autores.

Figura 6 – Variações da CE na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas dos SACs-EHSS no decorrer do experimento



Fonte: Própria do autor (2022)

3.3 Remoção da matéria orgânica

Quando comparada às características do esgoto da ETE-UFLA com as apresentadas na literatura, observa-se que este efluente é menos concentrado, verificando valores menores para DBO que 300 mg L^{-1} , o que influencia diretamente no desempenho dos sistemas (VON SPERLING, 2014). Como consequência, Matos *et al.* (2018), por exemplo, observaram eficiência de 76 e 77%, respectivamente, utilizando dois SACs-EHSS, um plantado com taboa e outro não plantado, tendo um TDH próximo (1,2 d).

Ainda no tratamento de esgoto sanitário, Abrantes (2019) obteve média de 73% de eficiência na remoção de DBO em SACs-EHSS. Tendo águas residuárias mais concentradas, as diferenças se tornam ainda maiores, como em Matos, Freitas e Monaco (2010) e Matos, Abrahão e Pereira (2008), que verificaram eficiências superiores a 84%, respectivamente, no tratamento de águas residuárias da suinocultura (ARS) e de laticínios (ARL).

Por outro lado, o tratamento alcança os limites estabelecidos para o padrão de lançamento em corpos d'água da legislação estadual (MINAS GERAIS, 2008). Segundo a DN COPAM 01/2008, o efluente tratado deve apresentar eficiência mínima média anual de 70% (não atendido) ou concentração máxima de 60 mg L⁻¹ (atingido).

As eficiências médias de remoção da matéria orgânica apresentam valores de remoção próximos entre os tratamentos, não havendo diferença significativa, tal qual observado por Sandoval-Herazo *et al.* (2018). Sabe-se que em SACs-EHSS, a sedimentação do material, a filtração e os processos microbianos de degradação, são dos principais causadores de remoção de matéria orgânica (LEE *et al.*, 2004), indicando que ainda que pode haver um certo equilíbrio entre a menor porosidade da brita (maior capacidade de filtração), contra a maior formação de biofilme e o possível maior potencial redox do meio preenchido com garrafas PET. No trabalho de Zidan *et al.* (2015), por exemplo, o meio suporte plástico garantiu maiores eficiências do que tiras de pneus e cascalho, o que os autores atribuíram ao maior índice de vazios. Já para Sandoval-Herazo *et al.* (2018), as plantas influenciam positivamente no número e diversidade de microrganismos que compõem o biofilme, razão pela qual observaram melhor desempenho de SACs plantados. Assim, tratando de três unidades não plantadas, a diferença da composição microbiana pode ser menor entre os tratamentos.

Segundo Akrotos e Tsihrintzis (2007), o aumento do TDH é outro fator que pode resultar em elevação das eficiências, em razão do maior tempo de contato do poluente com a microbiota, o que poderia, inclusive, resultar em diferenças significativas entre os tratamentos. Shruthi e Shivashankara (2022), por exemplo, observaram aumento das eficiências de 70% para mais de 90% de remoção de DBO no inverno, e 74 a 94% no verão, elevando o TDH de 2 para 10 dias em SACs-EHSS. Já Tatoulis *et al.* (2017) não verificaram aumento significativo do desempenho na remoção em tempos de retenção do líquido acima de 4 dias, porém indicaram que precisaria ser superior a 2,0 d. Dessa forma, o desempenho poderia ser melhorado aumentando o TDH de 1,5 para 2,0 ou mais dias.

As cargas aplicadas também podem interferir no desempenho de SACs-EHSS. Em von Sperling e Sezerino (2018) e Matos e Matos (2017) são sugeridos valores máximos, respectivamente, de 15 e 50 g m⁻² d⁻¹ de DBO, cargas que são superiores aos aplicados nas unidades (Tabela 3). Matos *et al.* (2010) avaliaram diferentes carregamentos orgânicos (TCO – Taxa de carregamento orgânicos), de 6,6 até 57 g m⁻² d⁻¹, indicando que as eficiências poderiam ser maiores com uma água residuária mais concentrada.

Tabela 3 – Médias das taxas de carga orgânica removido (g m⁻² d⁻¹) de DBO

Variável	TCO	Monitoramento completo		
		SAC BT	SAC PA	SAC PF
DBO		6,85	11,42	11,87

Fonte: Do autor (2022)

3.4 Remoção de sólidos totais

De forma semelhante à remoção de DBO, não houve diferença significativa entre os tratamentos, a remoção de sólidos totais foram menores do que em outros SACs-EHSS tratando esgoto sanitário, como Almeida *et al.* (2020), que obteve eficiências de 85%. Novamente, a justificativa pode ser encontrada na menor concentração verificada de ST no esgoto universitário, em comparação com o esgoto sanitário típico (1100 mg L⁻¹) (VON SPERLING, 2014).

A maior porosidade foi apontada por Khalifa *et al.* (2020) como fator para se ter maior remoção de sólidos (dissolvidos e suspensos) nos SACs preenchidos com materiais plásticos em comparação com partículas de borracha e brita. Segundo os autores, além de proporcionar maior remoção de matéria orgânica, também auxiliam na remoção de sólidos por auxiliar na maior formação de redes radiculares para retenção de sólidos suspensos, além de implicar em menor problema de colmatação e desprendimento de sólidos, e maior sorção na mais elevada área superficial do material plástico. O preenchimento com espumas de poliuretano (misturado aos outros materiais) permitiu ainda ter um ganho a mais em todos os tratamentos. As eficiências subiram de 72-88% para 83-89% de sólidos suspensos totais ([SST]+[SDT]) do esgoto bruto = 291 + 820 = 1111 mg L⁻¹). Resultados semelhantes têm sido observados em filtros biológicos

percoladores (FBP), no qual as espumas de poliuretano somados a materiais plásticos permitiram aumentar a retenção de sólidos, dispensar o uso de decantadores, além de auxiliar na maior remoção de nitrogênio (ALMEIDA *et al.*, 2013).

Além da menor concentração de sólidos (e de outros poluentes), outro aspecto a ser ressaltado que pode levar a menores eficiências de remoção é a menor biodegradabilidade da água residuária da ETE-UFLA. Ribeiro (2022) fez um compilado que demonstrou haver relação DBO/DQO frequentemente menor que 0,3 no esgoto da ETE-UFLA, indicando que boa parte da matéria orgânica (ou de interferentes na análise da DQO) é não biodegradável, que interfere na remoção de DBO e de sólidos orgânicos.

3.5 Remoção de nutrientes

As concentrações médias de nutrientes do esgoto bruto da ETE-UFLA são inferiores aos encontrados para esgoto sanitário típicos, que estão entre 35 a 60 mg L⁻¹ de NTK e entre 4 a 15 mg L⁻¹ de fósforo total (PT) (VON SPERLING, 2014). Dessa forma, a água residuária já apresenta concentração inferior ao limite de 20 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, parâmetro que não válido para esgoto sanitário (que não possui regulação) (MINAS GERAIS, 2008). Em relação ao fósforo, não existem valores-referência de qualidade para o padrão de lançamento, devendo avaliar a não alteração da condição de enquadramento do curso d'água (MINAS GERAIS, 2008).

Sendo unidades não plantadas e com TDH da ordem de 1,5 d, e sendo alimentado com uma água residuária pobre em nutrientes, e preenchido com meio suporte menos reativo (AYAZ *et al.*, 2012; MACHADO *et al.*, 2017) não era esperado encontrar elevadas eficiências de remoção de N e P. Assim, ficaram abaixo da faixa de valores de SACs citada por Vymazal (2007), que é da ordem de 40 a 60% para PT. Em relação ao NTK, outro agravante é que os SACs-EHSS recebem esgoto bruto, apresentando baixo potencial redox, reduzindo as taxas de nitrificação, importante para se obter maiores eficiências de remoção de nitrogênio reduzido (orgânico e amoniacal) (ZOO PAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Sandoval-Herazo *et al.* (2018) encontraram eficiências positivas de remoção de P com a presença de plantas em SACs, de 35 a 48%, porém sem haver diferença significativa entre os meios suportes avaliados. Segundo os autores, sendo a redução da concentração dependente de mecanismos de sorção, a utilização de outros tipos de mídias (mais reativas) podem ter efeito mais pronunciado. Mesmas observações também foram

feitas por Tatoulis *et al.* (2017), que, no entanto, obtiveram maiores valores de remoção, da ordem de 65% tanto para meios suportes plásticos quanto para pedregulhosos, para uma água residuária mais concentrada ($[\text{PO}_4^{3-}] > 12 \text{ mg L}^{-1}$). Idem para remoção de N-NH_4^+ (sem diferença significativa) no experimento dos autores, ainda que houvesse grande diferença de porosidade proporcionada pelos diferentes tipos de meios suporte e, conseqüentemente, possíveis maiores trocas gasosas e aeração do meio. Khalifa *et al.* (2020), por outro lado, argumentam que o aumento da porosidade em meios plásticos somada a elevação da área superficial específica com a mistura com espumas de poliuretano, favorecendo maior formação de biofilme (nitrificação e desnitrificação simultânea e incorporação de P) é que permitiram ter maiores eficiências de remoção de nutrientes nestas condições (ALMEIDA *et al.*, 2013).

Para Sandoval-Herazo *et al.* (2020), a inserção de plantas e na densidade adequada é outro que pode elevar as eficiências de remoção de nutrientes, sendo independente a utilização de meios suportes minerais ou plásticos, o que permite a obtenção de diversas vantagens. Em uma baixa densidade de plantas, as eficiências de remoção de N-NH_4^+ e P-PO_4^- foram, respectivamente, de 79-80% e 20-26%, enquanto, em alta densidade, as porcentagens foram de 84-90% e 22-33% (na mesma ordem).

Em relação às eficiências negativas de redução da concentração de fosfatos, é relatado na literatura uma condição semelhante quando ocorre saturação dos sítios de sorção de P do meio suporte (MATOS *et al.*, 2018). Porém, essa situação foi observada desde do início da operação dos SACs-EHSS monitorados, mesmo nas unidades preenchidas com brita. Assim, apesar de ter sido obtidas eficiências médias negativas somente para os tratamentos com garrafas PET, não houve diferença significativa entre as unidades, já que o teste de Kruskal-Wallis teve $p > 0,05$ na comparação das concentrações efluentes. Essa condição pode ser aplicada pelas baixas concentrações de P, altas CV e menor potencial de remoção das mídias avaliadas. Soares (2021), por exemplo, sugeriram coletar amostras de saída das unidades após um tempo igual ao TDH de entrada do esgoto, em razão da grande variabilidade das características do esgoto da ETE-UFLA.

O tempo de operação (período de monitoramento) é inclusive uma variável que pode resultar em diferenças entre os tratamentos, devendo ser investigado. Na pesquisa de Saraiva *et al.* (2018), por exemplo, não havia diferenças significativas na remoção de DBO, DQO, P-total e K-total nas unidades preenchidas com garrafas PET e nos SACs contendo brita, sendo os leitos com meio suporte plástico mais efetivos na remoção de

sólidos totais e suspensos e sódio, e menos eficazes na redução da concentração de N-total, num período de monitoramento de 9 meses. Após 1 ano, novo monitoramento foi realizado por Miranda *et al.* (2020), tendo o mesmo tempo de campanhas de coleta, resultando em manutenção do SAC com garrafas PET com melhor desempenho somente na remoção de sólidos, enquanto a brita contribuiu para ter maiores eficiências na remoção de N e P-total. Sabe-se que o sódio é removido em baixas eficiências em SACs, então as eficiências se estabilizaram e ficaram semelhantes (MATOS; MATOS, 2017). O fósforo é dependente de sítios de retenção, que se não são tão importantes na brita, e podem ser ainda menos efetivos em um material inerte e de baixa rugosidade.

Importante ponderar que as eficiências de remoção tanto para NTK quanto para PT não podem ser consideradas representativas do que ocorre na ETE-UFLA, uma vez que as concentrações médias de nitrogênio podem chegar até valores da ordem de 90 mg L⁻¹, como encontrado por Fialho (2019), no período de aulas normais no campus universitário.

3.6 Uso de garrafas como PET como meio suporte no tratamento de esgoto sanitário

Diante da ausência de diferença significativa na maioria dos tratamentos, como também foi verificado por Sandoval-Herazo *et al.* (2020), Zamora *et al.* (2019) e Saraiva *et al.* (2018), constata-se que garrafas PET podem ser usados como meio suporte no tratamento de esgotos sanitários, podendo reduzir os custos de construção das unidades (SANDOVAL *et al.*, 2019; SANDOVAL-HERAZO *et al.*, 2020), sem haver quaisquer prejuízos para produção vegetal (FERNÁNDEZ-ECHEVERRÍA *et al.*, 2022). Os últimos autores, no entanto, sugerem que novos estudos devem ser feitos para avaliação do tamanho das garrafas PET (ou da forma de disposição) colocadas no leito, em razão do desenvolvimento vegetal e crescimento microbiano. Zamora *et al.* (2019), por exemplo, empregaram material plástico com tamanho de até 2,5 cm em associação com areia e solo, não havendo prejuízo no desempenho no seu uso como material de preenchimento. Tatoulis *et al.* (2017) preencheram o leito com mídia plástica randômica de dimensões ainda menores (5.7 x 5.5 mm), não verificando diferença significativa no tratamento em SACs com pedra de rio, mesmo recebendo cargas superiores. Dessa forma, segundo os autores, poderia ser reduzida a área necessária em 75%.

Em relação ao emprego de garrafas PET abertas ou fechadas, não houve diferença entre os tratamentos, o que pode se dar ao fato de terem sido utilizadas cargas diferentes (vazão x concentração) para poder possibilitar ter o mesmo TDH das unidades. Essa é uma dificuldade de comparação de distintos tipos de mídias com diferentes porosidades, nos quais deve-se optar por fixar uma variável (vazão ou TDH).

Além de não reduzir o desempenho, por se tratar de um material inerte e de maiores valores de porosidade, o uso de SACs preenchidos com mídia plástica pode retardar a colmatção (MATOS *et al.*, 2017; TATOULIS *et al.*, 2017). De acordo com Zidan *et al.* (2015), ao longo de 218 dias de operação, a porosidade da brita reduziu em 16,94%, 12,33% para meio suporte de borracha e 9,01% no meio preenchido com mídia plástica. Assim, poderia exigir menor manutenção em SACs-EHSS preenchidos com garrafa PET no tratamento de esgoto de áreas rurais, por exemplo.

Ademais, o emprego de um material descartável (garrafas PET) é mais econômico (ZAMORA *et al.*, 2019), por não implicar em custos de aquisição (talvez de transporte e para uso de equipamento para amassar).

4 CONCLUSÕES

Conforme os resultados alcançados, é possível concluir que:

- Não há diferença significativa entre os tratamentos, sugerindo ser possível reutilizar garrafas PET tanto abertas quanto fechadas em SACs-EHSS, em substituição à brita;
- As eficiências foram baixas (em porcentagem) ao comumente encontrado em SACs-EHSS no tratamento de esgoto sanitário, o que se deve às baixas concentrações de afluentes residuário gerada no campus universitário;
- Apesar das menores eficiências, houve atendimento dos padrões de lançamento previstos na DN COPAM 01/2008, nas variáveis analisadas, o que reforça a possibilidade do reuso do material.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2019, 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2019.
- ALMEIDA, P. G. S.; MARCUS, A. K.; RITTMANN, B. E.; CHERNICHARO, C. A. L. Performance of plastic and sponge-based trickling filters treating effluents from a UASB reactor. **Water Sci. Technol.**, v. 67, n. 5 p. 1034-1042, 2013.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.
- 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.
- ARIF, Y. *et al.* Salinity induced physiological and biochemical changes in plants: An omic approach towards salt stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, [S.l.], v. 156, p. 64-77, 2020.
- AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 35, n. 16, p. 2095-2103, 2014.
- AYAZ, W. Ç.; AKTAS, O.; FINDIK, N.; AKÇA, L. Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetlands system. **Desalination and Water Treatment**, v. 37, n. 1-3, 2012.
- ÁZARA, M. S. **Efeito do nível de esgoto no desenvolvimento do sistema radicular e na absorção de nutrientes em sistemas alagados construídos**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 43 p., 2020.
- DOTRO, G. *et al.* **Treatment Wetlands**. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing, v. 7. 154 p., 2017.
- FERNÁNDEZ-ECHEVERRÍA, E.; SANDOVAL-HERAZO, L. C.; ZURITA, F.; BETANZO-TORRES, E.; SANDOVAL-HERAZO, M. Development of helicônia latispatha in constructed wetlands, for the treatment of swine/domestic wastewater in tropical climates, with PET as a substitute for the filter medium. **Revista Mexicana de Ingeniería Química**, v. 21, n. 2, 2019.
- 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.

- GARGALLO, S. *et al.* Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 587, p. 145-156, 2017.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. Treatment Wetlands. Boca Raton: **Lewis Publishers**, 893 p., 1996.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment Wetlands. 2. ed. Boca Raton: **CRC Press**, 1016 p., 2008.
- KADLEC, R.H., WALLACE, R.D. Treatment Wetlands. 2^a. ed. Florida: **CRC Press**, 1016 p., 2009.
- KHALIFA, M. E.; GABER, Y.; AHMED, M. I.; RIZK, F. W. Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetlands systems. **Ecological Engineering**, v. 143, 2020.
- LIU, X. *et al.* Effects of influent nitrogen loads on nitrogen and COD removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands during different growth periods of *Phragmites australis*. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 635, p. 1360-1366, 2018.
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570, 2017.
- MATOS, A. T. de; FREITAS, W. da S.; MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Água**, Taubaté, v 5, n. 2, p. 119-132, 2010.
- MATOS, A. T. de; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.32, n.6, p. 1144-1155, 2012.
- MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2017.
- MATOS, M. P; VON SPERLING, M.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, v.106 p.588–596, 2017.
- MATOS, M. P. *et al.* Clogging and performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands over eight years of operation. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1227-1237, 2018.
- MATOS, A. T. ; MATOS, M. P.; COSTA, R. A.; VON SPERLING, M. Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of water process engineering**, v. 22, p. 123-130, 2018.
- MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M.; DIAS, D. F. C. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 23, n. 6, 2018.

MATOS, M. P.; 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, p. 87-170, 2018.

SANSMETCALF.; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. (Trad.). 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 1980 p., 2016.

MIRANDA, S. T. **Avaliação De Aspectos Da Colmatação Em Sistemas Alagados Construídos Preenchidos Com Diferentes Substratos No Tratamento De Águas Residuárias De Tanque Comunitário De Resfriamento De Leite**. UFV, Tese Pós Graduação, Viçosa Minas Gerais. 2018.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B. Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positions of plant species. **Revista Ambiente e Água**, v. 15, n. 3, p. 445–458, 2020.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCIA, D.; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1216–1224, 2009.

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

PRATA, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013.

SÁ JÚNIOR, A *et al.* Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, [S.l.], v. 108, n. 1, p. 1-7, 2012.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistema de wetlands construídas para tratamento de águas**. 23 p. Piracicaba, 2009.

SANTIAGO, A. da F.; CALIJURI, M. L.; LUIS, P. das G. Potencial para utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil. **Revista Natureza & Desenvolvimento**, v. 1, n.1, p. 29-39, 2005.

SANTOS, R. R. **Análise comparativa das características do esgoto universitário como efluente sanitário da cidade de Lavras-MG**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 31 p., 2022.

SANDOVAL-HERAZO, L. C.; ALVARADO-LASSMAN, A.; MARÍN-MUÑIZ, J.; MÉNDEZ-CONTRERAS, J. M.; ZAMORA-CASTRO, S. A. 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, 2018.

SANDOVAL, L.; MARÍN-MUÑIZ, J. L.; ZAMORA-CASTRO, S. A.; SANDOVAL-SALAS, F.; ALVARADO-LASSMAN, A. Evaluation of wastewater treatment by microcosms of vertical subsurface wetlands in partially saturated conditions planted with ornamental plants and filled with mineral and plastic substrates. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, v. 16, n. 2, 2019.

SANDOVAL-HERAZO, L. C.; ALVARADO-LASSMAN, A.; MÉNDEZ; M. C. L.; MARTÍNEZ-SIBAJA, A.; AGUILAR-LASSERRE, A. A.; ZAMORA-CASTRO, S.; MARÍN-MUÑIZ, J. L. Effects of ornamental plant density and mineral/plastic media on the removal of domestic wastewater pollutants by home wetlands technology. *Molecules*, v. 25, n. 22, 2020.

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; MIRANDA, S. T. Influence of substrate and species arrangement of cultivated on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Agrícola*, v. 38, n. 3, p. 417–425, 2018.

ZSHRUTHIR, R.; SHIVASHANKARA, G. P.; Effect of HRT and seasons on the performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands to treat rural wastewater. *Water Practice and Technology*, v. 17, n. 1, p. 445-455, 2022.

SOARES, J. S. *et al.* Características do esgoto sanitário gerado na UFLA antes e após início do isolamento social. *In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO*. 2020. 29. Lavras. *Anais [...]* Lavras, 2020.

SOARES, J. dos S. **Sistemas alagados construídos do tipo bio-rack como tratamento simplificado de esgoto sanitário para soluções individuais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 112 p., 2021.

TAGLIATTI, C. **Avaliação do efeito de diferentes tempos de aeração em filtro biológico aerado submerso na remoção de matéria orgânica e nitrogenada**. 2019. 79 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

TATOULIS, T.; AKRATOS, C. S. TEKERLEKOPOULOS, A. G.; VAYENAS, D. V.; STEFANAKIS, A. I. A novel horizontal subsurface flow constructed wetlands: Reducing area requirements and cloggings risk. *Chemosphere*, v. 186, p. 257-268, 2017.

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

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

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

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

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**, Oxford, v. 47, n. 14, p. 4795-4811, 2013.

ZAMORA, S.; MARÍN-MUÑIZ, J. L.; NAKASE-RODRIGUEZ, C.; FERNÁNDEZ-LAMBERT, G.; SANDOVAL, L. Wastewater treatment by constructed wetlands eco-technology: Influence of mineral and plastic materials as filter media and tropical ornamental plants. **Water**, v. 11, n. 11, 2019.

ZIDAN, A. R. A.; EL-GAMAL, M. M.; RASHED, A. A.; EID, M. A. A. E-H. Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage). **Water Science**, v. 29, n. 1, p. 26-35, 2015.

CAPITULO 3 – SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL PREENCHIDOS COM GARRAFAS PET AMASSADAS (ABERTAS E FECHADAS) E BRITA: AVALIAÇÃO DA LIBERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS, CRESCIMENTO MICROBIANO E DO ACÚMULO DE SÓLIDOS

RESUMO

A escolha do meio suporte em Sistemas Alagados Construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) se dá pelo fato de que esse proporciona mecanismos de remoção físicos e químicos, além de servir na fixação das plantas e do biofilme microbiano. Porém, alguns materiais empregados podem implicar em elevados custos para adoção em SACs-EHSS, sendo interessante a avaliação do emprego de resíduos sólidos, principalmente, os inertes, não sujeitos ao desgaste, o que proporciona maior tempo de vida útil. Garrafas PET já foram empregadas com bons resultados em SACs, sem perda de desempenho em relação a unidades preenchidas com brita. No entanto, dúvidas surgem em relação ao risco de liberação de microplásticos no efluente tratado, e qual melhor forma de disposição do material no leito, de forma a obter maior formação de biofilme e, conseqüente maior eficiência. Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar o uso de duas formas de disposição das garrafas PET amassadas (fechadas com tampa e abertas sem tampa) em SACs-EHSS não plantados, quanto ao acúmulo de sólidos aderidos ao meio suporte inerte, a inferência na formação de biofilme e a possível liberação de microplásticos no esgoto, tendo um leito preenchido com brita como comparativo. Com base nos resultados obtidos, verificou-se que não houve tendência de maior formação de biofilme no leito preenchido com garrafas PET amassadas e abertas, e nem de maior acúmulo de sólidos do desgaste do meio suporte no SAC contendo brita (apesar da menor porosidade final proporcionada). A presença detectada de microplásticos é muito baixa, o que sugere a possibilidade de empregar materiais plásticos no tratamento de águas residuárias sem que haja risco de contaminação do efluente tratado.

PALAVRAS-CHAVE: Sólidos intersticiais; sólidos aderidos; microcontaminantes; desgaste do meio suporte; sólidos voláteis; sólidos fixos, contaminantes emergentes.

1 INTRODUÇÃO

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) são reatores projetados para o tratamento de águas residuárias, sendo caracterizados por leitos impermeabilizados, preenchidos por meio suporte e cultivados com macrófitas ou espécies vegetais adaptadas a condições alagadas (KADLEC; WALLACE, 2008). É justamente essa interação do sistema meio suporte-microrganismos-plantas é que proporcionam a ocorrência mecanismos físicos, biológicos e químicos de remoção de poluentes, permitindo alcançar elevadas eficiências no tratamento de diferentes águas residuárias (MARÍN-MUÑIZ *et al.*, 2018; SANDOVAL HERAZO *et al.*, 2018).

Diversos trabalhos já demonstraram os benefícios do uso dessa tecnologia de tratamento na depuração de vários tipos de águas residuárias, onde foi possível observar contribuições na remoção de metais pesados (SINGH; CHAKRABORTY, 2020), remoção de matéria orgânica e sólidos (FIA *et al.*, 2012), herbicidas e pesticidas (CHEN *et al.*, 2017; LIANG *et al.*, 2020), nutrientes como nitrogênio e fósforo (FIA *et al.*, 2021), desreguladores endócrinos e fármacos (DAI *et al.*, 2017; PAPADEVANGELOU *et al.*, 2016), microrganismos patogênicos (DONDE *et al.*, 2020) e microplásticos (WANG *et al.*, 2020).

Além disso, em razão da maior simplicidade de construção, operação e manutenção, podem ser mais competitivos economicamente em comparação com os sistemas mecanizados, se utilizados em estações de tratamento de efluentes descentralizadas (ARIVOLI; MOHANRAJ; SEENIVASAN, 2015). Também são citadas vantagens como a composição paisagística do emprego de SACs, a possibilidade de comercialização e aproveitamento da biomassa vegetal. No entanto, para aproveitar todas essas possibilidades, deve-se projetar as unidades adequadamente, observando critérios como cargas aplicadas, tempo de detenção hidráulica (TDH), espécie vegetal utilizada, configurações geométricas e tipo de meio suporte (MATOS *et al.*, 2018; NAZ *et al.*, 2009; MATOS; BRASIL; MONACO, 2013; PELISSARI *et al.*, 2016; MATOS *et al.*, 2018; SARAIVA *et al.*, 2018; AVELAR *et al.*, 2019; MATOS; MATOS, 2021).

A importância da escolha do meio suporte, por exemplo, é em razão da participação das mídias na precipitação e sorção de poluentes; na filtração de sólidos suspensos (mais importante após maturação do leito), na fixação das plantas e do biofilme microbiano (BOLTON *et al.*, 2019; MATOS *et al.*, 2018; PHILIPPE; SEZERINO, 2004;

VYMAZAL, 2007). Contudo, o desgaste do material filtrante e a retenção contínua de sólidos resulta em progressiva redução de porosidade (fenômeno da colmatação), podendo levar o sistema ao colapso (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

Assim, na definição por um substrato filtrante ou outro, deve-se observar algumas características do material como a porosidade drenável ou livre (por onde líquido escoar e há troca gasosas); a superfície de contato com a água residuária (área superficial específica), já que esses fatores interferem diretamente no crescimento e desenvolvimento de biofilme aderido; reatividade do material, que se por um lado contribui para precipitação, por outro, resulta em diminuição da granulometria do meio suporte; diâmetro das partículas e o coeficiente de uniformidade, que pode aumentar a capacidade sortiva e, ao mesmo tempo, diminuir o tempo de vida útil do sistema; entre outros fatores (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018; MARÍN-MUÑIZ *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2020; MCCALL *et al.*, 2022). Como os custos com material filtrante e a sua substituição após a colmatação podem chegar a 10 a 19% do custo inicial da obra (KADLEC; WALLACE, 2009), chegando a valores até superiores (60% segundo SCHROEDER, 2020), a escolha deve levar em conta os aspectos técnicos e econômicos.

No Brasil, a maior parte das pesquisas é realizada com brita, seguido de areia e outros materiais pedregulhosos, em função da facilidade de aquisição (SEZERINO *et al.*, 2015), porém diferentes outros materiais têm sido avaliados como escória de alto forno (VASCONCELLOS; VON SPERLING; CAMPOS, 2019), cascalho, solo de pedrapome, xisto, serpetinita, escória de alto forno, cascas de arroz, pneu picado, bambu, tijolos, carvão ativado, zeólitas, lodos, argila expandida, materiais sintéticos e até conchas do mar (REN *et al.*, 2007; BALLANTINE; TANNER, 2010; MATEUS; VAZ; PINHO, 2012; SEZERINO *et al.*, 2015; BLANCO *et al.*, 2016; KUMAR; DUTTA, 2019; MCCALLA *et al.*, 2022; RAJENDRAM, 2018; CHEN *et al.*, 2020; TAO; JING; TAO, 2021). Contudo, alguns desses materiais apresentam alto custo, o que inviabiliza seu uso nos SACs, ou então são materiais bastante passivos a desgaste químico, o que prejudica no uso do sistema, levando a uma rápida colmatação (MATOS *et al.*, 2018). Por outro lado, mostra um caminho interessante, que é o de aproveitamento de resíduos sólidos, podendo haver economia na construção do SAC e redução da quantidade enviada para aterros sanitários ou descartados incorretamente no meio ambiente.

Utilizando garrafas PET amassadas fechadas com tampa, Saraiva *et al.* (2018) observaram que não houve prejuízo à remoção de matéria orgânica, fósforo e potássio em

relação aos leitos preenchidos com brita. Em outra avaliação, foi inclusive demonstrado que a extração de sódio por plantas cultivadas em SACs preenchidos com as garrafas PET amassadas pode ser maior (SARAIVA *et al.*, 2019). Além disso, por se tratar de um material inerte, proporcionou menos sinais de colmatação no período avaliado por Miranda *et al.* (2019). Pelos motivos apresentados, Miranda *et al.* (2020) consideram que a utilização de materiais inertes como as garrafas PET amassadas poderiam ser empregados em SACs, proporcionando eficiência de remoção, baixos custos e maior tempo de vida útil ao sistema.

Uma questão, no entanto, surge em relação à possível liberação de microplásticos durante a passagem de água residuária por um leito preenchido com garrafas PET ou outro tipo de material plástico. Outro questionamento está relacionado à melhor forma de disposição das garrafas PET no leito, sendo que a sua utilização poderia proporcionar maior área superficial para formação de biofilme, podendo aumentar a capacidade de remoção de poluentes pelos dos SACs.

Os microplásticos, materiais com granulometria inferior a 5 mm (ARTHUR *et al.*, 2015) preocupação emergente em razão da sua observação no esgoto, lodo, solo, ar, água, alimentos e nos nossos organismos (TREVISOL, 2021; KERSHAW, 2015; COLE *et al.*, 2011). A maior parte dos trabalhos realizados em ETEs indicam eficiências elevadas de remoção de microplásticos nas unidades de tratamento (CARR; LIU; TESORO, 2016; MICHIELSSEN *et al.*, 2016; MURPHY *et al.*, 2016; TALVITIE *et al.*, 2017; CONLEY *et al.*, 2019). No entanto, sabe-se que a incidência solar ou uso de tratamentos à base de radiação ultravioleta (UV), bem como a ação microbiana podem contribuir para maior desprendimento de partículas plásticas no esgoto (USCÁTEGUI *et al.*, 2016; OBERBECKMANN; LABRENZ, 2020; YUAN *et al.*, 2020), ao mesmo tempo que a formação de biofilme sobre o meio suporte plástico pode protegê-lo da ação direta do UV (OBERBECKMANN; LABRENZ, 2020).

Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar o uso de duas formas de disposição das garrafas PET amassadas (fechadas com tampa e abertas sem tampa) em SACs-EHSS não plantados, quanto ao acúmulo de sólidos aderidos ao meio suporte inerte, a inferência na formação de biofilme e a possível liberação de microplásticos no esgoto, tendo um leito preenchido com brita #1 como comparativo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O experimento foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto na Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA) na cidade de Lavras em Minas Gerais, latitude 21°14' S, longitude 44°59' W. O sistema começou a ser rodado no dia 01 de abril de 2021 e se encerrou no dia 21 de dezembro de 2021, totalizando 245 dias de operação.

O clima de Lavras é classificado como Cwa (subtropical úmido), com todas as estações bem definidas, com verões chuvosos com precipitações médias mensais de 110 mm, que correspondem aos meses de outubro a março, e invernos secos com precipitação média mensal de 42 mm, que corresponde aos meses de abril a setembro, com temperatura média máxima de 22,7 °C no verão e 19,7 °C no inverno (SÁ JÚNIOR *et al.*, 2012).

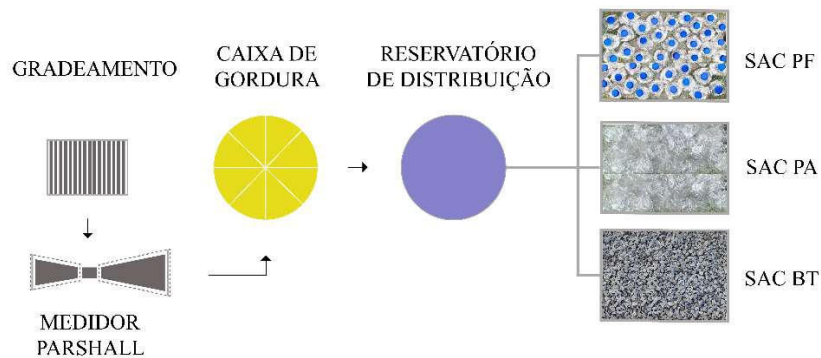
A ETE-UFLA recebe e trata todo o esgoto produzido no campus, oriundos das cantinas, refeitórios, sanitários, hospitais universitários, laboratórios entre outras instalações presente na instituição, coletados e conduzidos por duas elevatórias espalhadas pelo Campus: a Estação Elevatória da Goiaba (EEG) e a Estação Elevatória da Veterinária (EEV), sendo que a EEG transporta o esgoto produzido na parte norte do campus, incluindo o restaurante universitário, e a EEV que conduz o efluente produzido na parte sul do campus abrangendo o Hospital Veterinário (FIALHO, 2019). Assim, de acordo com o acionamento de cada elevatória, as características do afluente podem diferir num mesmo período. Já os efluentes químicos provenientes dos laboratórios são coletados e tratados separadamente, não havendo contribuições dessa natureza, a não ser oriundos de possíveis descartes acidentais ou de traços contidos em vidrarias e utensílios contaminados.

A ETE-UFLA é composta por grades grossas e finas (placas perfuradas com diferentes diâmetros), Medidor Parshall, Caixa de Gordura e Elevatória (tratamento preliminar), seis reatores UASB, seis Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), quatro filtros de areia (tratamento secundário), tanque de desinfecção com cloro e tanque de contato com lâmpadas UV (tratamento terciário).

A estação está localizada em uma área de menor trânsito de pessoas, afastado de locais de maior consumo e utilização de plásticos e descartáveis, assim espera-se que as maiores contribuições de microplásticos sejam provenientes do esgoto e da possível liberação do meio suporte utilizado nas unidades de tratamento da própria ETE.

Após passar pelo tratamento preliminar, percorrendo o gradeamento, medidor Parshall e caixa de gordura, o esgoto é bombeado para um reservatório de distribuição, para alimentar os três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), sendo a primeira etapa do tratamento descentralizado, conforme o esquema apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Configurações dos SACs-EHSS



Fonte: Do autor (2022)

2.2 Aspectos construtivos e operacionais dos SACs-EHSS

Os três SACs-EHSS utilizados neste estudo foram construídos de vidro temperado com espessura de 8 milímetros, com 0,60 m de comprimento, 0,40 m de altura e 0,25 m de largura, totalizando o volume de 60 litros e área superficial de 0,15 m² por SAC, estrutura construída e utilizada por Ázara (2020) em outra avaliação. No referido experimento, o autor objetivou visualizar o crescimento radicular em estruturas de vidro. Na intenção de evitar a incidência solar que poderia prejudicar a eficiência do sistema, foram utilizadas placas de isopor nas laterais dos SACs (Figura 2).

Figura 2 – Placas de isopor inseridos nas laterais dos SACs-EHSS



Fonte: Do autor (2022)

Nos SACs avaliados não foram cultivadas nenhuma espécie vegetal, de forma a reduzir outros possíveis fatores de influência na formação de biofilme e no desempenho das unidades (propiciando comparação somente dos tipos de meio suporte). Matos *et al.* (2018) também empregaram SACs não plantados na investigação do efeito das configurações geométricas na cinética das unidades.

Para fazer a alimentação das unidades com esgoto de tratamento preliminar, foram utilizadas 3 bombas peristálticas dosadoras da fabricante Prominent® que faziam o bombeamento do efluente armazenado em um reservatório de distribuição. Para o uso do reservatório de distribuição foi empregada uma bombona com capacidade de 200 litros, com uma perfuração de 0,15 m em relação a seu fundo, constituída por três torneiras montadas paralelamente, de maneira que possibilitou que cada torneira alimentasse cada bomba que posteriormente alimentou cada SAC, utilizando mangueiras de jardim convencional.

As tubulações de entrada do efluente foram posicionadas a altura de 0,04 m em relação ao fundo do SAC, enquanto a saída ficava a 0,35 m em relação ao fundo do SAC. As tubulações de saída contavam com registros para controle da lâmina d'água durante a etapa de adaptação e, com uma estrutura fundamentada na teoria dos vasos comunicantes, de acordo com a Lei de Stevin, com altura de 0,30 m (Figura 3).

Figura 3 – Tubulações de entrada do efluente e saída fundamentada na teoria dos vasos comunicantes



Fonte: Do autor (2022)

O SAC BT foi preenchido com brita #1, o SAC PA com garrafas PET de 500 mL amassadas abertas e o SAC PF com garrafas PET de 500 mL amassadas e fechadas (com tampa). As garrafas PET foram colocadas dentro de uma tela, e acima foi adicionada uma camada de brita de forma que essas não flutuassem com a entrada do líquido, semelhante ao utilizado em Saraiva *et al.* (2018). Em todos os SACs, houve preenchimento com meio

suporte até a altura de 35 cm, sendo que nos SACs PA e PF, o preenchimento foi feito com 25 cm de garrafas PET e 10 cm de brita, enquanto no SAC BT foi adicionado somente brita. O nível do esgoto ficou mantido em 25 cm, sendo essa a altura útil dos SACs-EHSS.

Antes da utilização nos SACs, a brita foi caracterizada quanto à sua composição granulométrica, com utilização de uma série de peneiras, para avaliar o diâmetro d_{10} (diâmetro da peneira que permite a passagem de 10% das amostras). As garrafas PET foram amassadas aplicando uma pressão sobre a sua superfície, utilizando de um amassador manual de lata de alumínio. Enquanto as garrafas fechadas foram novamente tampadas, as abertas foram furadas na parte inferior e mantidas destampadas (Figura 4).

Figura 4 – a) Garrafa PET furada/ b) SAC preenchido com garrafas PET amassada destampada; c) SAC preenchido com garrafas PET amassada tampada



Fonte: Própria do autor (2022)

Os SACs foram alimentados com vazão correspondente para disponibilizar tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1,5 d para todas as unidades. As vazões foram determinadas de acordo com o TDH preestabelecido para cada SAC-EHSS e considerando o volume total utilizado de 37,5 L, empregando a seguinte equação:

$$Q = \frac{V \times \varepsilon}{TDH} \quad (1)$$

Onde se tem,

Q = Vazão ($L d^{-1}$);

V = Volume útil (L);

TDH = Tempo de detenção hidráulica teórico, sem correção da evapotranspiração (d);

ε = Porosidade ($m^3 m^{-3}$).

Para obtenção da porosidade de cada material, colocou-se os mesmos em um material graduado, medindo o volume de água necessário para alcançar o menisco da altura de brita ou garrafa PET no meio de acondicionamento.

O controle da vazão foi feito diariamente utilizando a medição direta e fazendo a regulagem das bombas. Ainda assim ocorreram variações em relação às vazões de projeto. Com base em todas as vazões registradas, foi calculada a vazão média (Tabela 1). Observa-se que a intenção era que todas as unidades tivessem o mesmo TDH, tendo vazões aplicadas diferentes conforme a porosidade, no entanto, em razão da regulagem das bombas, houve TDHs distintos.

O experimento iniciou no dia 01 de julho de 2021 e se encerrou no dia 21 de dezembro de 2021.

Tabela 1 – Características operacionais dos SACs-EHSS

SAC-EHSS	TDH de projeto (d)	Vazão teórica (L d ⁻¹)	ϵ (m ³ m ⁻³)	Vazão média (L d ⁻¹)	TDH médio*
SAC BT	1,5	6,75	0,27	7,50	1,35
SAC PA	1,5	10,00	0,40	12,50	1,20
SAC PF	1,5	14,40	0,58	13,10	1,66

* Considerando a vazão média afluyente

Fonte: Do autor (2022)

2.3 Avaliação da colmatação dos SACs-EHSS

Assim como realizado por Miranda *et al.* (2019), a avaliação consistiu em duas metodologias. Uma avaliação visual, com registros fotográficos e medição da extensão de escoamento superficial, com registros das datas da primeira ocorrência e relação dos dias e do avanço do líquido na superfície dos leitos.

Na segunda avaliação, fez-se a quantificação dos sólidos intersticiais acumulados nos leitos, que serão descritos conjuntamente com a mensuração dos sólidos aderidos nos meios suportes avaliados.

Como em Matos *et al.* (2017), é apresentado o desgaste do meio suporte como um dos principais fatores de contribuição para a colmatação, foi feita nova avaliação da porosidade proporcionada pelos materiais suporte utilizados, utilizando parte da brita e das garrafas PET utilizadas nos leitos, após a lavagem dos mesmos para remoção de sólidos (descrito na etapa seguinte).

2.4 Avaliação do acúmulo de sólidos intersticiais e aderidos

Essa etapa é baseada nas metodologias de Miranda *et al.* (2017) e de Ocampos (2019), o último autor desenvolveu uma metodologia para avaliação da formação de biofilme em meios suportes do tipo garrafas PET.

Inicialmente, retirou-se as garrafas PET e a brita dos leitos de SACs, fazendo leves movimentos descendentes e ascendentes no intuito de proporcionar a saída de sólidos dos interstícios do material e os que não se encontravam aderidos na superfície do material plástico. No momento da retirada da mídia plástica do leito, observou-se formações biológicas gelatinosas e transparentes, que foram removidos após esgotamento do leito. Enquanto isso, a brita foi levada para secagem ao ar, sendo espalhado em jornal sobre uma superfície lisa.

Feito o escoamento do líquido, as garrafas de cada grupo foram cortadas ao meio na intenção de ajudar a aplicação do etanol e da penetração em relação a remoção do biofilme, para permitir a remoção das células microbianas aderidas na superfície. As garrafas cortadas foram colocadas em um frasco tampado, onde foi aplicado 1 L de álcool 70%. Após fechado, o frasco foi agitado manualmente por 2 minutos, objetivando a remoção do biofilme através da força mecânica. Foi usado também, escova para ajudar no procedimento de remoção do biofilme sorvido presente na superfície do material.

Após a remoção do biofilme com o álcool, uma alíquota de 80 mL dessa suspensão foi removida, em triplicata, de cada grupo amostral. Estas alíquotas foram depositadas em cadinhos previamente preparados e pesados, em seguida foram inseridas em capela e tiveram volatilização do álcool induzida por aumento da temperatura à cerca de 50 °C, via chapa aquecedora, até se obter completa secagem do líquido. Em relação aos sólidos intersticiais, para quantificação dos mesmos, os leitos foram lavados e a água recolhida levada para secagem, com nova obtenção de sólidos.

A análise de Sólidos Totais (ST) foi realizada com base nos procedimentos estabelecidos no “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 2012). Os cadinhos com a amostra seca foram inseridos na estufa por 105 °C, obtendo-se o valor de ST, realizando os procedimentos no laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária (DAM) da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Após resfriamento em dessecador e pesagem eles foram inseridos na mufla à 550 °C, a fim de se proporcionar a volatilização da massa orgânica presente na amostra,

obtendo-se, a partir da pesagem do material restante, o valor dos sólidos totais fixos. A massa volátil na amostra foi obtida por subtração do valor dos Sólidos Fixos do valor de Sólidos Totais.

É importante ressaltar que, no decorrer do experimento, evitou-se ao máximo o contato do cadinho com a umidade do ar e com gorduras da pele transferíveis pela luva, a fim de evitar interferências na pesagem.

2.5 Avaliação da presença de microplásticos

Para avaliação do desprendimento de microplásticos dos leitos contendo garrafas PET, e usando o SAC-BT como controle, fez-se um monitoramento semanal. Nos dias de coletas das amostras (analisadas no artigo 1), alíquotas eram retiradas na entrada dos SACs, e os outros três nas saídas dos SACs BT, PA e PF que foram encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária (DAM) da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Importante destacar que o experimento foi conduzido durante o período de suspensão das atividades presenciais no campus devido a pandemia de COVID-19, com a ausência de aulas presenciais, a vazão de esgoto diminuiu consideravelmente, portanto alguns valores encontrados podem estar abaixo do esperado.

Para a avaliação da presença de microplásticos foi utilizada a metodologia adaptada da de Ruela (2022), empregada originalmente para amostras coletadas em um curso d'água de Lavras-MG. Após a retirada de alíquotas das amostras coletadas para as análises de caracterização do esgoto bruto e tratado (descrito no artigo 1), a quantidade restante foi mensurada com o auxílio de provetas de 100 mL, com posterior passagem por peneiras com malhas de 5 mm e 100 µm, faixa de granulometria considerada para microplásticos.

O material que passou pela peneira de 5 mm, porém foi retido na peneira de 100 µm, foi seco em estufa durante 24 horas com temperatura de 60°C. Em seguida o resíduo foi transferido com auxílio de uma escova para béqueres de 250 mL, nos quais foram adicionados 50 mL da solução de KOH 10% (m/V), com nova secagem em estufa novamente por 24 horas à 60°C, objetivando realizar a remoção química da matéria orgânica presente no material particulado.

Após o tratamento químico foi feita a separação do material particulado por densidade, com adição de uma alíquota de 100 mL de solução hipersalina de cloreto de

sódio 32% (m/V) aos béqueres com as amostras, onde permaneceram em repouso por 24 horas em temperatura ambiente. Em seguida, o material sobrenadante foi coletado e disposto em papel filtro com porosidade de 40 μm (pesados previamente) em funil de Büncher com auxílio de bomba a vácuo para filtração. Após novo processo de separação física, os papéis filtro foram levados à estufa, sendo mantidos por 24 horas a 60°C.

Depois de secos, os papéis filtro com os materiais particulados foram pesados, e analisados em lupa microscópica para verificar a existência de microplástico de acordo com os formatos e cores. Com o auxílio de uma agulha e uma pinça, os materiais que se pareciam visualmente com microplástico foram transferidos para um papel filtro onde foi delimitada uma área de 2 x 2 mm, para cada amostra, sendo um para o esgoto bruto, e um para cada esgoto tratado dos SACs BT, PA e PF.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise do meio suporte utilizados

A utilização das garrafas PET proporcionou porosidade inicial de 0,40 e 0,58 m³ m⁻³ (Tabela 2), respectivamente, para materiais plásticos abertos e fechados, ao contrário da expectativa de se contar com incremento da porosidade tendo os vazios do interior das garrafas. Como base para comparação, Miranda *et al.* (2020) obteve maior porosidade para as garrafas fechadas, sendo de 0,64 m³ m⁻³, o que também ocorreu para brita empregada (0,39 m³ m⁻³).

Tabela 2 – Porosidade proporcionada pelos meios suportes utilizados (inicialmente e ao final do experimento)

SAC-EHSS	ϵ inicial (m ³ m ⁻³)	ϵ final (m ³ m ⁻³)
SAC BT	0,27	0,11
SAC PA	0,40	0,35
SAC PF	0,58	0,56

Fonte: Do autor (2022)

Também inesperada foi a grande redução de porosidade da brita, considerando o curto período de tempo de avaliação, resultando em valor 40% do inicial. Especula-se que se deve ao fato de se aproveitar brita de outros experimentos, de Soares (2021), resultando em material mais propenso a desgaste, um dos principais fatores de colmatção do leito (MATOS *et al.*, 2017). Na avaliação do autor, a porosidade inicial era de 0,49 m³ m⁻³. Por outro lado, o índice de vazios do meio suporte plástico manteve-se próximo do inicial, indicando que podem garantir maior tempo de vida útil como sugerido por Zidan *et al.* (2015). De acordo com a avaliação dos autores, ao longo de 218 dias de operação, a porosidade da brita reduziu em 16,94%, 12,33% para meio suporte de borracha e 9,01% no meio preenchido com mídia plástica. Zhong *et al.* (2022) também recomendam o uso de materiais plásticos para retardar a colmatção em SACs-EHSS.

Como no período de avaliação não foi detectado escoamento superficial, essas observações só podem ser comparadas ao acúmulo de sólidos no leito. Ressalta-se que as cargas aplicadas foram muito aquém do recomendado por von Sperling e Sezerino (2018) e Matos e Matos (2017), da ordem de 15 à 40 g m⁻² d⁻¹, como discutido no artigo 1 (máximo de 12 g m⁻² d⁻¹). E como a avaliação foi feita em um período de 242 dias de

operação (90 dias de aclimação mais 152 de monitoramento – Artigo 1), não foi possível verificar empochamentos. Tendo metade da carga aplicada, Matos *et al.* (2018) reportam que só houve verificação de escoamento após 2 anos de operação.

3.3 Quantificação e caracterização de sólidos colmatantes

Na Tabela 3 estão apresentadas as concentrações na água de lavagem dos leitos, que aqui será considerado como sólidos intersticiais do leito. Verifica-se há maior concentração de sólidos nos leitos com garrafas PET, que também não é aquele que apresenta maior presença relativa de sólidos fixos.

Tabela 3 – Concentração de sólidos na lavagem dos leitos (sólidos intersticiais)

SAC-EHSS	ST (mg L ⁻¹)	SV (mg L ⁻¹)	SF (mg L ⁻¹)	SV/ST
SAC BT	812	470	342	0,58
SAC PA	1357	682	675	0,51
SAC PF	1618	1085	534	0,67

Fonte: Própria do autor (2022)

Matos *et al.* (2017) e outros autores reportam que os sólidos acumulados em SACs-EHSS são majoritariamente sólidos fixos (> 60%), apresentando características semelhantes ao do meio suporte utilizado. O que pode diferenciar as avaliações é o fato de que os leitos investigados no presente trabalho foram alimentados como esgoto bruto da ETE-UFLA, apresentando menor estabilização do material orgânico presente na água residuária.

Os resultados também não confirmam a expectativa de encontrar evidências do maior desgaste da brita, o que implicaria em maior acúmulo de sólidos ou eficiências significativamente menores na remoção de ST (avaliados no artigo 1).

3.4 Quantificação de sólidos aderidos ou biofilme

Na Tabela 4, estão apresentadas as concentrações na água de lavagem do meio suporte, que se referem aos sólidos aderidos ou o biofilme.

Tabela 4 - Concentração de sólidos na lavagem do meio suporte (sólidos aderidos - biofilme)

SAC-EHSS	ST (mg L ⁻¹)	SV (mg L ⁻¹)	SF (mg L ⁻¹)	SV/ST
SAC BT	2165	680	1486	0,31
SAC PA	819	571	248	0,70
SAC PF	2698	1341	1357	0,50

Fonte: Do autor (2022)

Com base no encontrado, especula-se que o que não foi observado na Tabela 3, foi verificado na Tabela 4, com os sólidos do desgaste do meio suporte sendo desprendidos no momento da lavagem da brita, o que explicaria a grande redução da porosidade do material pedregulhoso.

Por outro lado, deixar as garrafas PET abertas não proporcionaram ganho na formação de biofilme, ou o processo de limpeza para remoção do material acumulado na parte interna das mesmas não foi suficiente. De qualquer forma, o desempenho do SAC PA não foi significativamente maior do que no SAC PF, sendo mais uma evidência de que essa forma de disposição do resíduo no leito não seria melhor do que a forma que Saraiva *et al.* (2018) e Miranda *et al.* (2020) utilizaram.

O uso de partículas menores de materiais plásticos, porém, poderia segundo avaliação de Morató *et al.* (2014) resultar em maior diversidade microbiana. Segundo os autores, granulometria do material e nível d'água são fatores de grande influência na composição de microrganismos em SACs-EHSS, alguns ainda nem identificados geneticamente.

Uma outra hipótese é de que o tempo não teria sido suficiente para estabilização do biofilme no leito. Considerando que houve um período de 152 dias de monitoramento mais 90 dias de aclimação (Artigo 1), e segundo Ragusa *et al.* (2004), 100 dias são suficientes, essa explicação não teria embasamento na literatura. Uma característica do esgoto da UFLA que tem sido apontada por diversos pesquisadores é em relação à baixa biodegradabilidade da água residuária, o que poderia levar a menor atividade microbiana e desenvolvimento de biofilme (PAEZ, 2019; CAMPOS *et al.*, 2020; SANTOS, 2022).

3.5 Avaliação dos microplásticos

Na Tabela 5, estão apresentadas as concentrações médias de microplásticos na entrada e nas saídas dos SACs-EHSS, além da massa acumulada.

Tabela 5 – Concentração média e massa acumulada de microplásticos

SAC-EHSS	Concentração média de microplásticos ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Massa acumulada de microplásticos (mg)
Entrada	0,54	5,3
SAC BT	0,09	0,9
SAC PA	0,03	0,2
SAC PF	0,65	6,1

Fonte: Do autor (2022)

Em muitos dos dias avaliados não foi detectada presença de microplásticos após secagem, havendo uma quantidade muito baixa reportada. Para as saídas, por exemplo, somente em um dos dezesseis monitorados foi encontrada a presença de microplásticos e nunca em dias coincidentes. Em relação à entrada, foi identificada a presença em dois dias. Diante deste cenário, ainda que tenha sido apresentados valores na Tabela 5, considera-se que não há liberações importantes do microcontaminante após passagem por SACs-EHSS preenchidos com brita. E além disso, que, ao menos no período de baixo número de usuários no campus, há baixa presença de microplásticos no esgoto da ETE-UFLA.

Su *et al.* (2022), por outro lado, chamam a atenção para necessidade de se padronizar e melhorar as técnicas de detecção dos microplásticos, permitindo uma análise mais sensível da presença desses microcontaminantes, e uma quantificação mais precisa. Há diferenças nas metodologias inclusive na forma de se reportar presença desses, podendo ser por contagem do número, peso (caso do presente trabalho) e análises de absorvância e turbidez (HANIF *et al.*, 2022). Yang *et al.* (2020) também ressaltam que mesmo em concentrações baixas (de $10 \mu\text{g L}^{-1}$), 200x maior do que encontrado no esgoto da ETE-UFLA, pode haver efeito tóxico para os microrganismos presentes, afetando as remoções de contaminantes. Yang *et al.* (2022) completam descrevendo interferência na formação de biofilme, trocas gasosas e porosidade.

Diante dos resultados encontrados no artigo 1 e no artigo 2, infere-se ser possível empregar garrafas PET como meio suporte para tratamento de esgotos em SACs-EHSS,

sem que haja perda de eficiência ou contaminação do efluente tratado com microplásticos. Essas evidências são importantes, pois deixa-se de encaminhar esse material para lixões ou aterros, que podem levar esse microcontaminante para o solo, plantas e águas (YU *et al.*, 2021), e aproveita-se o resíduo na depuração de águas residuárias. Dorji *et al.* (2021) inclusive verificaram bom emprego dos mesmos em biofiltros anaeróbios utilizados após reatores anaeróbios de crescimento disperso, reduzindo os custos do tratamento descentralizado. Lu *et al.* (2022) ainda vão mais além, demonstrando a capacidade das unidades na retenção e acúmulo dos microplásticos. Wang *et al.* (2020) inclusive reportagem eficiências da ordem de 98% da contagem de microplásticos, com coeficiente de decaimento areal de primeira ordem de 3120 microplásticos por m² por dia em SACs-EHSS utilizados como etapa terciária, sendo um dos reatores mais propensos a remover esses contaminantes junto com os biorreatores com membranas (AHMED *et al.*, 2021).

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados, observa-se que:

- A utilização de garrafas PET amassadas e abertas não resulta em maior formação de biofilme (quantificado pela concentração de sólidos da lavagem do meio suporte) em relação às garrafas PET amassadas e fechadas;
- Não foi verificada evidência da presença de sólidos do desgaste da brita no leito, apesar da granulometria ter reduzido (avaliado pela porosidade final);
- Não foi constatado escoamento superficial no período avaliado em quaisquer um dos SACs avaliados;
- Houve pequeno número de registros da presença de microplásticos, com concentrações e massas acumuladas muito pequenas na entrada e nas saídas dos SACs-EHSS. Assim, pode-se empregar garrafas PET amassadas no tratamento de águas residuárias sem que haja contaminação do efluente tratado com esses micropoluentes.

CONCLUSÕES GERAIS

Conforme os resultados encontrados neste trabalho, é possível afirmar que:

- Não houve diferença significativa entre os tratamentos, sugerindo ser possível reutilizar garrafas PET tanto abertas quanto fechadas em SACs-EHSS, em substituição à brita;
- As porcentagens das eficiências foram baixas apresentados valores usualmente encontrados em SACs-EHSS no tratamento de esgoto sanitário, podendo ser causada pelas baixas concentrações de afluentes residuário gerada no campus universitário;
- Apesar das menores eficiências, alcançou-se os padrões de lançamento previstos na DN COPAM 01/2008, nas variáveis analisadas, o que reforça a possibilidade do reuso do material.
- A utilização de garrafas PET amassadas e abertas não resultou em maior formação de biofilme quando comparadas com as garrafas PET amassadas e fechadas;
- Não se verificou evidência da presença de sólidos do desgaste da brita no leito, mesmo a granulometria ter reduzido;
- Não se constatou escoamento superficial no período avaliado em quaisquer um dos SACs avaliados;
- Observou-se baixo número de registros da presença de microplásticos, com concentrações e massas acumuladas muito pequenas na entrada e nas saídas dos SACs-EHSS.

Com isso, é possível afirmar que se pode empregar garrafas PET amassadas no tratamento de águas residuárias sem que haja contaminação do efluente tratado com esses micropoluentes.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os resultados obtidos neste trabalho podem ser bastante relevantes nos estudos relacionados a utilização de garrafas PET amassadas como meio suporte em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal não plantados. É importante investigar a forma de disposição dessas garrafas no leito do sistema e avaliar o seu desempenho comparativamente a outros materiais.

Além disso, seria útil estudar o potencial de liberação de microplásticos no esgoto sanitário por mais tempo que o analisado neste trabalho, a fim de minimizar impactos negativos na saúde humana e no meio ambiente.

REFERÊNCIAS

AHMED, M. B.; RAHMAN, MD. S.; ALOM, J.; HASAN, MD. S.; JOHIR, M. A. H.; MONDAL, M. I. H.; LEE, D.-Y.; PARK, J.; ZHOU, J. L.; YOON, M.-H. Microplastic particles in the aquatic environment: A systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 775, 2021.

ARIVOLI, A.; MOHANRAJ, R.; SEENIVASAN, R. Application of vertical flow constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 22, n. 17, p. 13336-13343, 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.

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

ÁZARA, M. S. **Efeito do nível de esgoto no desenvolvimento do sistema radicular e na absorção de nutrientes em sistemas alagados construídos**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 43 p., 2020.

BOLTON, L. *et al.* Phosphorus adsorption onto an enriched biochar substrate in constructed wetlands treating wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, n. 10, v. 1, p. 100005, 2019.

CAMPOS, Lucas Barreto *et al.* Estimativa da produção e perdas de metano em reator UASB da ETE-UFLA por meio de diferentes modelos matemáticos. **Atena Editora**. Lavras: n.1, p. 185-195, 2020.

CHEN, Z. *et al.* Dynamics of chloroacetanilide herbicides in various types of mesocosm wetlands. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 577, p. 386-394, 2017.

CHEN, X.; HUANG, X.; ZHANG, K.; WU, C. Feasibility of using plastic wastes as constructed wetland substrates and potential for pharmaceuticals and personal care products removal. **Journal of Environmental Science and Health**, V. 55, p. 1241-1246, 2020.

COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., GALLOWAY, T.S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Mar. Pollut. Bull.** 62, 2588–2597, 2011.

DAI, Y. *et al.* Application of a full-scale newly developed stacked constructed wetland and an assembled bio-filter for reducing phenolic endocrine disrupting chemicals from secondary effluent. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 99, p. 496-503, 2017.

DONDE, O. O. *et al.* A novel integrative performance evaluation of constructed wetland on removal of viable bacterial cells and related pathogenic, virulent and multi-drug resistant genes from wastewater systems. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 33, p. 101060, 2020.

DORJI, U.; TENZIN, U.; DORJI, P.; PATHAK, N.; JOHIR, M. A. H.; VOLPIN, F.; DORJI, C.; CHERNICHARO, C. A. L.; TIJING, L.; SHON, H.; PHUNTSHO, S. Exploring shredded waste PET bottles as a biofilter media for improved on-site sanitation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 148, p. 370-381, 2021.

FIA, F. R. L. *et al.* Kinetics and Removal Efficiency of Nitrogen in Constructed Wetlands Cultivated with Different Plant Species for Treating Swine Wastewater Applied at Different Rates. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 232, n. 1, p. 1-17, 2021.

FIA, F. R. L. *et al.* Organic matter removal and assessment of kinetic parameters in laboratory-scale constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology**, [S.l.], v. 34, n. 2, p. 149-157, 2012.

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.

HANIF, M. A.; IBRAHIM, N.; DAHALAN, F. A.; ALI, U. F. M.; HASAN, M.; JALIL, A. A. Microplastics and nanoplastics: Recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment. **Science of The Total Environment**, v. 810, 2022.

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

KERSHAW, P. J. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. 2015.

KUMAR, S.; DUTTA, V. Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview. **Environ Sci Pollut Res Int.**, v. 26, n. 12, p. 11662-11673, 2019.

LIANG, Y. *et al.* Glyphosate and nutrients removal from simulated agricultural runoff in a pilot pyrrhotite constructed wetland. **Water research**, v. 168, p. 115154, 2020.

LU, H.-C.; ZIAJAHROMI, S.; LOCKE, A.; NEALE, P. A.; LEUSCH, F. D. Microplastics profile in constructed wetlands: Distribution, retention and implications. **Environ. Pollut.**, v. 15, n. 313, 2022.

MARÍN-MUÑIZ, J. L. *et al.* Influence of different porous media and ornamental vegetation on wastewater pollutant removal in vertical subsurface flow wetlands microcosms. **Environmental Engineering Science**, [S.l.], v. 35, n. 2, p. 88-94, 2018.

MATOS, M. P. *et al.* Clogging and performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands over eight years of operation. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1227-1237, 2018.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. s.; MONACO, P. A. V. L. Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. **Eng. Agric**, v. 33, n. 2, 2013.

MATOS, M. P.; MATOS, ANTONIO T. **Importância do substrato poroso e atuação das macrófitas no desempenho dos wetlands construídos utilizados no tratamento de águas residuárias**. In. SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. (Org). Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias experiências brasileiras. 1. Ed.: Brazil Publishing, v. 1, p. 27-46, 2021.

MATOS, A. T. ; MATOS, M. P.; COSTA, R. A.; VON SPERLING, M. Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING**, v. 22, p. 123-130, 2018.

MATOS, M. P.; 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**, [S.l.], v. 17, n. 1, p. 87-107, 2018.

MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M.; DIAS, D. F. C. Colmatção e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 23, n. 6, 2018.

MARATÓ, J.; CODONY, F.; SÁNCHEZ, O.; PÉRES, L. M.; GARCÍA, J.; MAS, J. Key design factors affecting microbial Community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 481, n. 81-9, 2014.

MCCALL, L, B. PHILLIPS, B. M.; ANDERON, B. S.; VOORHEES, J. P.; SIEGLER, K.; FAULKENBERRY, K. R.; GOODMAN, M. C.; TJEEDERMA, R. S. Effectiveness of a Constructed Wetland with Carbon Filtration in Reducing Pesticides Associated with Agricultural Runoff. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 82, p. 317–329, 2022.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B. Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positions of plant species. **Revista Ambiente e Água**, v. 15, n. 3, p. 445–458, 2020.

PAEZ, S. **Estudo da atividade metanogênica específica e microbiota de iodo proveniente de um reator UASB instalado na ETE-UFLA tratando esgoto sanitário**. 2019. 85 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

PAPAEVANGELOU, V. A. *et al.* Removal of endocrine disrupting chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 294, p. 146-156, 2016.

PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; ROUSSO, B. Z.; BENTO, A. P.; AMAS, R. D. ZERERINO, P. H. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial

community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 180-188, 2016.

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

RAGUSA, S. R.; MCNEVIN, D.; QASEM, S.; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, n. 12, 2004.

RAJJENDRAM, T. Evaluation of the efficiency of constructed wetland and activated charcoal for the treatment of slaughterhouse wastewater. **Research publications - Association for Research in Nervous and Mental Disease**, v. 6, n. 1, 2018.

SÁ JÚNIOR, A *et al.* Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, [S.l.], v. 108, n. 1, p. 1-7, 2012.

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**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. 1594, 2018.

SANTOS, R. R. **Análise comparativa das características do esgoto universitário com o efluente sanitário da cidade de Lavras-MG**. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 36 p., 2022.

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; MIRANDA, S. T. Influence of substrate and species arrangement of cultivated on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.

SINGH, S.; CHAKRABORTY, S. Performance of organic substrate amended constructed wetland treating acid mine drainage (AMD) of North-Eastern India. **Journal of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 397, p. 122719, 2020.

SU, X.; YUAN, J.; LU, Z.; XU, J.; HE, Y. Na enlarging ecological risk: Review on co-occurrence and migration of microplastic and microplastic-carrying organic pollutants in natural and constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 837, 2022.

TAO, Z.; JING, Z.; TAO, M. Higher nitrogen removal achieved in constructed wetland with polyethylene fillers and NaOH-heating pre-treated corn stalks for advanced treatment of low C/N sewage. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 11, p. 1-13, 2021.

TREVISOL, N. P. Microplastics assume "divine identity" and are omnipresent in the environment. **[UFRGS News and Information]**. Porto Alegre, RS, 2021.

VASCONCELLOS, G. R., VON SPERLING, M., OCAMPOS R.S. From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation. **Water Science & Technology**, v. 79, 2019.

VON SPERLING. **Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. DESA, UFMG, v.2, 1a ed., Belo Horizonte, MG, 2014.

VYMAZAL, J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. **Journal of Environmental Science and Health, [S.l.]**, v. 40, n. 6-7, p. 1355-1367, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment, [S.l.]**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

yuWANG, Q.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; SANTONI, M.; VAN HULLE, S.; ROUSSEAU, D. P. L. Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be na efficient barrier for microplastics pollution? **Science of The Total Environment**, v. 721, 2020.

WANG, Y. *et al.* Hydraulic flow direction alters nutrients removal performance and microbial mechanisms in electrolysis-assisted constructed wetlands. **Bioresource Technology, [S.l.]**, v. 325, p. 124692, 2021.

YANG, X.; GUO, Q. H. F.; SUN, X.; ZHANG, J.; CHEN, M.; VYMAZAL, J.; CHEN, Y. Nanoplastics disturb nitrogen removal in constructed wetlands: Responses of microbres and macrophytes. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 21, p. 14007-14016, 2020.

YANG, X.; HE, Q.; LIU, T.; ZHENG, F.; MEI, H.; CHEN, M.; LIU, G.; VYMAZAL, J.; CHEN, Y. Impact of microplastics on the treatment performance of constructed wetlands: Based on substrate characteristics and microbial activities. **Water Research**, v. 217, 2022.

YU, H.; QI, W.; CAO, X.; HU, J.; LI, Y.; PENG, J.; HU, C.; QU, J. Microplastics residues in wetland ecosystems: Do They truly threaten the plant-microbe-soil system? **Environment International**, v. 156, 2021.

ZHONG, H.; NU, N.; WANG, Q.; CHEN, Y.; HUANG, L. How to select subtrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? **Science of The Total Environment**, v. 828, 2022.