



ANA FLÁVIA SANTOS RABELO DE MELO

**REMOÇÃO DE CONTAMINANTES E HIDRODINÂMICA EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CONTENDO
CHICANAS DISPOSTAS DE DIFERENTES FORMAS**

**LAVRAS – MG
2020**

ANA FLÁVIA SANTOS RABELO DE MELO

**REMOÇÃO DE CONTAMINANTES E HIDRODINÂMICA EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS CONTENDO CHICANAS DISPOSTAS DE
DIFERENTES FORMAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiente e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

**LAVRAS – MG
2020**

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

Melo, Ana Flavia Santos Rabelo de.

Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em sistemas
alagados construídos contendo chicanas dispostas de diferentes
formas/ Ana Flavia Santos Rabelo de Melo. - 2019.

108 p.

Orientadora: Fátima Resende Luiz Fia.

Coorientador: Mateus Pimentel de Matos.

Dissertação (Mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Sistemas alagados construídos. 2. Microcontaminantes. 3.
Ensaio hidrodinâmico. I. Fia, Fátima Resende Luiz. II. Matos,
Mateus Pimentel de. III. Título.

ANA FLÁVIA SANTOS RABELO DE MELO

**REMOÇÃO DE CONTAMINANTES E HIDRODINÂMICA EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS CONTENDO CHICANAS DISPOSTAS DE
DIFERENTES FORMAS**

**REMOVAL OF CONTAMINANTS AND HYDRODYNAMICS IN CONSTRUCTED
WETLANDS WITH BAFFLES DISPOSED IN DIFFERENT POSITIONS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiência e Tratamento de Resíduos, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 19 de dezembro de 2019.

Dra. Fátima Resende Luiz Fia	UFLA
Dr. Mateus Pimentel de Matos	UFLA
Dr. Ronaldo Fia	UFLA
Dr. Antonio Teixeira de Matos	UFMG

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

**LAVRAS – MG
2020**

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) e ao Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) pela oportunidade.

Ao CNPq e à FAPEMIG pelo apoio financeiro.

Aos Laboratórios de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária e de Gestão de Resíduos Químicos da UFLA e ao Laboratório de Caracterização Molecular e Espectrometria de Massas da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

A Deus, pela força e amparo nos momentos mais difíceis. Aos meus familiares, que sempre acreditaram e se orgulharam de mim. Ao meu pai e irmãos, pelo apoio. À minha mãe Márcia, que não pôde presenciar mais esta vitória, mas que olha por mim em todas as minhas conquistas.

À minha orientadora Professora Fátima Fia, pela confiança depositada em mim desde a graduação e no desenvolvimento de mais um trabalho. Ao meu coorientador Professor Mateus Matos pela disponibilidade, suporte e paciência.

Aos professores e amigos do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, sempre dispostos a ajudar. Em especial aos meus ajudantes Jonathan, Thaís, Larissa, Isabela, Jaqueline e Breno que auxiliaram na montagem do experimento e nas atividades no laboratório. Aos companheiros de pós-graduação e amigos, Débora, Jacineumo, Aline e Mateus, pelo apoio nos desafios enfrentados nesta etapa e momentos de alegria vividos juntos. À Juliana, Alex e Marcos, técnicos dos laboratórios, por manter o laboratório sempre organizado e disponível, pela disponibilidade para sempre ajudar e amizade construída.

Aos professores Dr. Sérgio Francisco de Aquino e Dr. Robson José de Cássia Franco pela disponibilidade do laboratório na UFOP e à Dra. Ananda Lima Sanson por todo o suporte e atenção prestados em todos os momentos.

Aos técnicos da Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA por todo suporte durante a construção e monitoramento do experimento.

Por último, e não menos importante, aos meus amigos de Lavras, e companheiras de moradia, que me apoiaram e estiveram presentes nos momentos de dificuldades e nas alegrias, durante o mestrado e na vida. Em especial, à Ana Augusta, Danielle, Maria Fernanda, Gabriela Rezende, Rafael Vilaça, Danilo, Lucas Barreto, Rúbia, Luíza, Carolina, Lorena e Fernanda.

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) com diferentes disposições de chicanas e cultivados com *Pennisetum setaceum* (Capim-do-Texas) na remoção de poluentes, incluindo microcontaminantes, de efluente proveniente de campus universitário, além de avaliar a produtividade e capacidade extratora da espécie vegetal utilizada, além do comportamento hidrodinâmico nos diferentes sistemas. Foram utilizados três SACs-EHSS construídos em fibra de vidro, o SAC A construído sem divisórias internas, o SAC B com divisórias internas fixadas nas laterais e o SAC C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito. O experimento foi conduzido por nove meses tratando efluente proveniente de campus universitário em três fases. Para a avaliação da eficiência dos sistemas na remoção de microcontaminantes contidos nesse efluente, foram selecionados alguns fármacos e desreguladores endócrinos: ibuprofeno (IBU), paracetamol (PAR), 4-octilfenol (4OC), cafeína (CAF), 4-nonilfenol (4NP), naproxeno (NPX), bisfenol-a (BPA), diclofenaco (DCF), estrona (E1), estradiol (E2), etinilestradiol (EE2) e estriol (E3). Dentre os doze microcontaminantes avaliados, os desreguladores endócrinos 4-NP e EE2 não foram identificados em nenhuma das amostras coletadas. No afluente, as concentrações médias nas três fases variaram de 87,3 a 2559,2 ng L⁻¹ para os fármacos, de 584,6 a 1658,3 ng L⁻¹ para cafeína, e de 49,1 a 584 ng L⁻¹ para os desreguladores endócrinos. Os três SACs-EHSS, com diferentes disposições de chicanas, foram eficientes na remoção dos poluentes orgânicos avaliados. O experimento foi conduzido em três fases, foi verificado que a taxa de aplicação média (TAS), na fase II, foi significativamente maior ($p < 0,05$) que a TAS, nas fases I e III. As eficiências de remoção de DQO foram significativamente maiores na fase III, em todos os SACs, apresentando valores de 74%, 75% e 74%, nos SACs A, B e C, respectivamente. Os SACs-EHSS apresentaram boas eficiências de remoção de DQO, ST, STV, STF, PT, NT, NO₂⁻ e NO₃⁻. Não foi verificada diferença significativa entre os sistemas com chicanas e sem chicanas ($p > 0,05$). A produtividade e capacidade extratora de nutrientes do capim foram satisfatórias. Foram realizados dois ensaios hidrodinâmicos, no início e após 8 meses de operação dos sistemas, foi empregado um traçador salino (NaCl). As coletas de amostras e a determinação da condutividade elétrica (CE) foram realizadas a cada 15 minutos. Como resultado, verificou-se haver maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura nos SACs A e B e menor em C, nos dois ensaios realizados. Assim, observa-se que houve efeito da introdução de divisões internas na hidrodinâmica dos reatores, porém, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado aumento na velocidade de passagem do líquido, implicando em maior dispersão no líquido e redução no tempo de detenção hidráulica.

Palavras-chave: Micropoluentes orgânicos. *Wetlands* construídos. Desreguladores Endócrinos. Planta ornamental. Chicanas. Dispersão. Tempo de detenção hidráulica. Traçador salino.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the performance of three Horizontal Subsurface Constructed Wetlands (HSS-CW) with different baffle arrangements and cultivated with *Pennisetum setaceum* in the removal of pollutants, including microcontaminants, from wastewater produced at a university. Furthermore, it also aimed at evaluating the productivity and extraction capacity of the used plant species, and the hydrodynamic behavior in the different systems. Three fiberglass (SACs-EHSS) were used: SAC A, built without baffles, SAC B, with baffles fixed on the sides and SAC C, with baffles above and below the bed. The experiment was conducted for nine months, treating the effluent of a university campus, in three phases. For the evaluation of the microcontaminant removal, some pharmaceuticals and endocrine disruptors were selected: ibuprofen (IBU), acetaminophen (ACE), 4-octylphenol (4OC), caffeine (CAF), 4-nonylphenol (4NP), naproxen (NPX), bisphenol-a (BPA), diclofenac (DCF), estrone (E1), estradiol (E2), ethinyl estradiol (EE2) and estriol (E3). Among the twelve evaluated microcontaminants, the endocrine disruptors 4-NP and EE2 were not identified in any of the samples. The influent concentrations in the three phases ranged from 87.3 to 2559.2 ng L⁻¹ for pharmaceuticals, 584.6 to 1658.3 ng L⁻¹ for caffeine, and 49.1 to 584 ng L⁻¹ for endocrine disruptors. All three constructed wetlands with different baffle arrangements were efficient in removing the evaluated organic pollutants. The experiment was conducted in three phases, and it was verified that the organic loading rate (OLR) in phase II were significantly higher ($p < 0.05$) than the OLR in phases I and III. The removal efficiencies of COD were significantly higher in phase III for all SACs, with values equals to 74%, 75% and 74% for SACs A, B and C, respectively. The treatment SACs-EHSS showed good removal efficiencies of COD, TS, TVS, TFS, TP, TN, NO₂⁻ and NO₃⁻. No significant difference was found between the baffle and non-baffle systems ($p > 0.05$). The productivity and nutrient extraction capacity of the grass were also satisfactory. The study showed that flooded systems have functions beyond the promotion of effluent treatment, such as improving the aesthetics of the environment with the good productivity of ornamental species. Two hydrodynamic tests were performed at the beginning and after 8 months of operation, using a saline tracer (NaCl). Sampling and determination of electrical conductivity (EC) were performed every 15 minutes. As a result, there was greater longitudinal dispersion of the fluid and degree of mixing in units A and B and lower in C for both tests. Thus, it is observed that there is an effect of the use of baffles in the reactor hydrodynamics. However, the horizontal baffle dimensions might have caused an increase in liquid flow rate, leading to greater liquid dispersion and reduced hydraulic residence time.

Keywords: Organic micropollutants. Constructed wetlands. Endocrine disruptors. Ornamental plant. Baffle. Dispersion. Hydraulic residence time. Saline tracer.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Configuração interna dos SACs.....44
- Figura 2 - Variação nas concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo no SAC-A (sem a presença de divisões internas), SAC-B (com chicanas horizontais) e SAC-C (com chicanas verticais), no primeiro ensaio (Figuras A, B e C) e no segundo ensaio (Figuras D, E e F), respectivamente.....47

CAPÍTULO 3

- Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento desde o tratamento preliminar aos sistemas alagados.....59
- Figura 2 - Sistemas alagados construídos: convencional (A), com chicanas horizontais (B), com chicanas verticais (C).61
- Figura 3 - Representação gráfica das médias das concentrações e eficiências de remoção de diferentes variáveis observadas para o afluente e efluente dos sistemas alagados nas três fases de operação.66
- Figura 4 - Valores de extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos pontos iniciais e finais do comprimento dos sistemas alagados obtidos nos três cortes.73

CAPÍTULO 3 - ANEXO

- Figura 1 - Variação nos valores de Temperatura (°C) e pH observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.....78
- Figura 2 - Variação das concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Totais (ST) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.79
- Figura 3 - Variação das concentrações de Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.....80
- Figura 4 - Variação das concentrações de Fósforo Total (PT) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.....81
- Figura 5 - Variação das concentrações de Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.82

CAPÍTULO 4

Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento.	91
Figura 2 - Sistemas alagados construídos: convencional (A), com chicanas horizontais (B), com chicanas verticais (C).	92
Figura 3 - Total de microcontaminantes por classificação nos reatores anaeróbios (A) e nos SACs (B) nas três fases de monitoramento.....	97
Figura 4 - Contribuição de cada SAC para a descarga total de microcontaminantes nas três fases de monitoramento.	99

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Variáveis de avaliação do desempenho hidráulico do sistema.....	30
--	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Variáveis de avaliação do desempenho hidráulico do sistema.....	46
Tabela 2 - Resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR).....	50
Tabela 3 - Índices utilizados para complementar a avaliação hidrodinâmica das unidades experimentais, segundo N/A Metcalf & Eddy (2003).....	50

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características do esgoto utilizado no experimento.	58
Tabela 2 - Características operacionais nas diferentes fases de monitoramento.	59
Tabela 3 - Resumo das características dos sistemas.	60
Tabela 4 - Taxas de aplicação superficial média dos sistemas alagados nas diferentes fases.	63
Tabela 5 - Valores médios e desvio padrão das variáveis temperatura, pH, DQO, ST, STF, STV, PT, NTK, nitrito e nitrito obtidos no afluente e efluentes de cada sistema nas três fases de operação.	65
Tabela 6 - Valores médios de remoção (%) de DQO, ST, STF, STV, PT, NTK, nitrito e nitrato obtidos em cada sistema nas três fases de operação.....	67
Tabela 7 - Valores de produtividade de matéria seca em $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ e em kg m^{-2} para 60 dias do Capim do Texas nos três cortes durante a condução experimental.....	71
Tabela 8 - Valores de produção de matéria verde, matéria seca, umidade e teor médio de nitrogênio (N) e fósforo (P) na parte aérea do Capim do Texas nos pontos de início e fim do comprimento dos sistemas durante a condução experimental.	72
Tabela 9 - Valores médios de extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos pontos iniciais e finais dos sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento.	73

CAPÍTULO 4

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características do esgoto utilizado no experimento.	90
Tabela 2 - Características operacionais nas diferentes fases de monitoramento.	93
Tabela 3 - Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) dos fármacos e desreguladores endócrinos segundo o método analítico utilizado no presente trabalho.	94
Tabela 4 - Concentração de microcontaminantes (ng L^{-1}) nos diferentes pontos de monitoramento ao longo das três fases de operação dos sistemas.....	95
Tabela 5 - Eficiência de remoção dos microcontaminantes nos reatores UASB e SACs A, B e C nas três fases de monitoramento.	99

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Objetivo Geral	13
1.2	Objetivos específicos	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	Microcontaminantes	16
2.1.1	Riscos da exposição aos microcontaminantes	19
2.1.2	Remoção de microcontaminantes	21
2.2	Sistemas Alagados Construídos	23
2.2.1	Plantas ornamentais em SACs	25
2.2.2	Capim do Texas	25
2.2.3	SACs-EHSS na remoção de poluentes	26
2.2.4	SACs-EHSS cultivados com plantas ornamentais na remoção de microcontaminantes	28
2.3	Estudo hidrodinâmico	28
	REFERÊNCIAS	32
	CAPÍTULO 2 EFEITO DA INTRODUÇÃO DE CHICANAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	39
1	INTRODUÇÃO	41
2	METODOLOGIA	43
3	RESULTADOS	47
4	CONCLUSÃO	52
	REFERÊNCIAS	53
	CAPÍTULO 3 DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONTRUÍDOS COM DIFERENTES DISPOSIÇÕES DE CHICANAS E CULTIVADOS COM CAPIM-DO-TEXAS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	55
1	INTRODUÇÃO	56
2	METODOLOGIA	58
3	RESULTADOS	63
4	CONCLUSÃO	75
	REFERÊNCIAS	76
	ANEXO	78
	CAPÍTULO 4 REMOÇÃO DE MICROCONTAMINANTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM CAPIM-DO-TEXAS E COM DIFERENTES DISPOSIÇÕES DE CHICANAS	83
1	INTRODUÇÃO	85
2	MATERIAL E MÉTODOS	90
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
4	CONCLUSÃO	103
	REFERÊNCIAS	104

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a população mundial tem apresentado um crescimento expressivo. Segundo relatório publicado em 2017 pela Organização das Nações Unidas (ONU), a população mundial poderá atingir 8,5 bilhões de habitantes, em 2030. Este grande crescimento tem como consequência o aumento no consumo de água e, conseqüentemente, na produção de esgotos domésticos, que podem ter como características, além de materiais orgânicos e sais, a presença de microcontaminantes orgânicos (dentre eles fármacos), produtos químicos utilizados na higiene pessoal, hormônios e produtos químicos industriais.

A presença de microcontaminantes no esgoto é preocupante, pois sua remoção não é alcançada nas Estações convencionais de Tratamento de Esgoto (ETEs), já que essas são dimensionadas basicamente para a remoção de parte da matéria orgânica. Com isso, os microcontaminantes presentes no efluente tratado são lançados nos cursos d'água, o que prejudica a qualidade da água coletada à jusante para distribuição e consumo, já que as Estações de Tratamento de Água (ETAs) também não são planejadas para a remoção destes constituintes.

Estudos têm indicado que essas substâncias, quando presentes no meio, podem ser prejudiciais aos organismos aquáticos e à saúde humana, o que torna sua remoção dos efluentes fundamental para a proteção do ambiente como um todo. Por essa razão, o assunto tem merecido atenção, havendo relatos na literatura do uso de tecnologias capazes de remover essas substâncias do esgoto e água, por processos físicos, químicos e microbiológicos. Entretanto, muitas das tecnologias apresentadas são formas de tratamento que exigem altos investimentos de instalação e manutenção, inviáveis para localidades onde não há recursos para o investimento em coleta e tratamento do esgoto. Logo, faz-se necessário o desenvolvimento de novos sistemas de tratamento que tenham como objetivo a remoção dessas substâncias e que sejam economicamente viáveis.

Essa condição de contaminação das águas utilizadas para abastecimento é ainda mais crítica em municípios pequenos, em regiões distantes de grandes centros urbanos e em comunidades rurais, em face das deficiências na coleta e tratamento de esgotos. Uma solução é o investimento em sistemas de tratamento de efluentes descentralizados e de baixo custo, é possível, ainda, alcançar pequenas comunidades. Nessas circunstâncias, os Sistemas Alagados

Construídos (SACs) são considerados boa opção, pois são sistemas de tratamento de fácil manutenção e economicamente viáveis.

Com o intuito de melhorar a eficiência desses sistemas na remoção de poluentes e redução da área demandada para sua implantação, pesquisas têm sido realizadas (WU et al., 2014), a introdução de chicanas, por exemplo, é uma alteração que pode aproximar o escoamento ao de um reator de fluxo em pistão, implicando em aumento na capacidade de depuração de águas pelos SACs-EHSS (N/A METCALF & EDDY, 2003).

Os sistemas com chicanas são baseados nos convencionais, porém com a instalação de chicanas internamente nas direções verticais e horizontais, redirecionando o escoamento do esgoto dentro do sistema. A principal vantagem está no prolongamento do caminho percorrido pelo efluente, aumentando a capacidade de depuração desses sistemas.

A introdução de espécies vegetais nestes sistemas também tem papel fundamental no tratamento de águas residuárias. Além de melhorar a eficiência das unidades, as plantas ainda proporcionam a valorização estética do sistema, tornando-o visualmente agradável.

Diferentes trabalhos têm demonstrado a capacidade destes sistemas na remoção de micropoluentes. No entanto, ainda há muitas lacunas a serem elucidadas, como as espécies vegetativas mais adequadas e as configurações mais eficientes na depuração de esgotos.

Diante do exposto, torna-se importante avaliar o efeito da introdução de chicanas em SACs-EHSS na remoção de contaminantes tradicionais e microcontaminantes presentes no esgoto sanitário oriundo da Universidade Federal de Lavras.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) com diferentes disposições de chicanas e cultivados com *Pennisetum setaceum* (Capim-do-Texas).

1.2 Objetivos específicos

- a) Fazer uma análise comparativa da capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos totais entre os SACs-EHSS, com chicanas verticais, horizontais e sem chicanas;

- b) Identificar e avaliar a remoção de contaminantes (microcontaminantes orgânicos, matéria orgânica e nutrientes) em SACs-EHSS contendo chicanas em diferentes configurações;
- c) Quantificar a produtividade e capacidade de extração de nutriente pelo capim do Texas cultivado nos diferentes SACs-EHSS, avaliando sua capacidade de adaptação e depuração dos contaminantes contidos no efluente doméstico;
- d) Avaliar, por meio de ensaio hidrodinâmico, o regime de escoamento dos três SACs nas diferentes configurações antes e após o período de monitoramento.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A deficiência no tratamento de efluentes, com destaque em países em desenvolvimento, contribui com a contaminação das águas, pois, em grande parte, o esgoto é lançado diretamente em corpos hídricos sem receber nenhum tratamento. O lançamento de efluentes não tratados, além de carrear compostos orgânicos e inorgânicos, microrganismos patogênicos, apresentam ainda, microcontaminantes orgânicos, incluindo fármacos, produtos de higiene pessoal, produtos químicos industriais, pesticidas, entre outros (LUO et al., 2014). Essas substâncias são poluentes orgânicos de origem antropogênica, que são constantemente descartados no ambiente por atividades do dia a dia, disposição de resíduos, lançamentos acidentais, entre outras causas (PAPAEVANGELOU et al., 2016). Os fármacos não são completamente metabolizados no corpo humano, são, por isso, lançados junto de seus metabólitos nos esgotos (HIJOSA-VALSERO et al., 2016). De acordo com Castro-Correia e Fontoura (2015), a presença de bisfenol-a (BPA), produto químico utilizado na produção de policarbonatos, foi demonstrada em mais de 95% das pesquisas efetuadas em amostras de urina em países industrializados.

Ademais, essas substâncias têm recebido maior atenção recentemente, já que, durante o tratamento convencional de água e esgoto, os microcontaminantes não são completamente removidos (ÁVILA et al., 2015; CARRANZA-DIAZ et al., 2014; CHU et al., 2017), são lançados em águas superficiais em concentrações residuais (ng L^{-1} ou também $\mu\text{g L}^{-1}$) (PAPAEVANGELOU et al., 2016). Dessa forma, além do esgoto bruto, o efluente tratado também é responsável pela contaminação das águas quando lançados no meio ambiente (GARCIA et al., 2013).

Salgueiro-González et al. (2019), avaliando as concentrações de microcontaminantes como o 4-nonilfenol e bisfenol-A, verificaram concentrações elevadas dessas substâncias na água do mar. Os autores associaram os altos valores aos descartes da estação de tratamento de efluentes e atividades náuticas, indústrias e agricultura, como observado também por Vilela, Bassin e Peixoto (2018) e Wilkinson et al. (2018). Liu et al. (2018) avaliaram a presença de 22 microcontaminantes diferentes em curso d'água em área de atividade agropecuária intensa, o BPA foi a substância de maior concentração.

Como esses poluentes apresentam baixa a moderada biodegradabilidade no ambiente, sua permanência no meio é maior, implicando em maior impacto sobre os organismos aquáticos (LIMA et al., 2017). Sua persistência no ambiente também faz com que essas substâncias estejam presentes na água coletada para abastecimento pelas cidades à jusante.

Como as Estações de Tratamento de Água também não são dimensionadas para a remoção desses poluentes, estes estarão presentes na água distribuída para consumo. O que tem gerado preocupação em relação aos impactos à saúde pública, já que pouco se sabe sobre os efeitos em longo prazo do consumo de água contaminada por microcontaminantes, mesmo que em baixas concentrações (LIMA et al., 2014a).

2.1 Microcontaminantes

Os microcontaminantes, também denominados "contaminantes emergentes", compreendem um vasto grupo de substâncias de produção natural ou sintética, que são detectadas no esgoto e em águas superficiais em concentrações traço (LIMA et al., 2017). As quantidades que estas substâncias são encontradas no meio ambiente variam conforme uso e consumo pela população de produtos que contenham tais poluentes (LUO et al., 2014).

Dentre os microcontaminantes cuja presença já foi identificada em diferentes estudos em amostras de água ou esgoto, destacam-se alguns fármacos e desreguladores endócrinos, tais como: ibuprofeno, paracetamol, 4-octilfenol, cafeína, 4-nonilfenol, naproxeno, bisfenol-a, diclofenaco, estrona, estradiol, etinilestradiol e estriol (AYMERICH et al., 2016; CHAU et al., 2018; LIMA et al., 2017; LUO et al., 2014; MADIKIZELA; CHIMUKA, 2017; MATAMOROS et al., 2015; OMAR et al., 2016; RIVERA-JAIMES et al., 2018; RYU et al., 2014; YAO et al., 2017).

Fármacos

Fármacos são produzidos com o intuito de promover a saúde de seres humanos e animais, entretanto, essas substâncias podem representar ameaça para ecossistemas aquáticos, principalmente quando estes recebem despejos de efluentes urbanos ou de estações de tratamento de esgoto (AYMERICH et al., 2016), os hospitais são responsáveis pela maior contribuição pontual desses poluentes no meio ambiente (LUO et al., 2014). A preocupação para a redução das emissões desses compostos no ambiente é crescente, considerando sua toxicidade para os ecossistemas, mesmo em concentrações muito baixas (MOREIRA et al., 2015). Naproxeno, ibuprofeno, diclofenaco, paracetamol e cafeína são exemplos de alguns fármacos encontrados em amostras de água e esgoto.

Naproxeno, ibuprofeno, e diclofenaco são compostos presentes no grupo de anti-inflamatórios, largamente utilizados no tratamento de artrite reumatoide dentre outras aplicações e que, após consumo, são metabolizados pelo corpo humano, seguindo de sua

excreção na forma inalterada ou de metabólitos, as quais serão submetidas a transformações futuras nas estações de tratamento de efluentes ou no ambiente (MADIKIZELA; CHIMUKA, 2017; NAM et al., 2015). Outro exemplo dentro do grupo dos fármacos é o paracetamol, medicamento usualmente prescrito como analgésico e antitérmico (YANYAN et al., 2018).

Já a cafeína é um estimulante que, além de estar presente em analgésicos e suplementos, também é encontrada em maiores concentrações em bebidas como café, chás e achocolatados (GRACIA-LOR et al., 2017). Dessa forma, altas concentrações de cafeína, geralmente, são associadas ao alto consumo de bebidas cafeinadas, assim como pela disposição de itens relacionados a esses produtos (LUO et al., 2014).

Desreguladores endócrinos

Os desreguladores endócrinos (DEs) foram definidos pela Agência Nacional de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA-Environmental Protection Agency) como compostos capazes de interferir na síntese, secreção, transporte, bloqueio ou eliminação de hormônios naturais do corpo humano, responsáveis pela manutenção das funções normais do corpo, reprodução, desenvolvimento e comportamento (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015; KABIR; RAHMAN; RAHMAN, 2015).

Os mecanismos de ação dos desreguladores são em grande parte desconhecidos, porém, sua ação pode ser mediada pela ligação direta a sistemas enzimáticos como receptores nucleares ou de membrana, esteroides e não esteroides, incluindo neurotransmissores (COSTA et al., 2014; DIAMANTI-KANDARAKIS et al., 2009). Esta ligação aos receptores resulta na estimulação ou inibição dos mecanismos de transmissão ou pós-transcrição celular, interferindo com atividades celulares que atuam como segundo mensageiros (WUTTKE; JARRY; SEIDLOVA-WUTTKE, 2010).

Diferentes substâncias podem apresentar capacidade de desregulação endócrina, como por exemplo, hormônios estrógenos (estriol, estrona, 17β -estradiol e 17α -etinilestradiol), alquilfenóis (nonilfenol e octilfenol) e produtos químicos industriais (bisfenol-A).

Hormônios

Dentre os desreguladores endócrinos, os hormônios estrógenos são considerados um grupo de hormônios esteroides com alto potencial de desregulação endócrina em organismos e em ecossistemas aquáticos (BELHAJ et al., 2015). Os estrógenos podem ter origem natural ou sintética. Dos naturais, destacam-se o 17β -estradiol e seus principais metabólitos, estrona,

estriol, presentes na urina humana, enquanto os sintéticos, como a 17 α -etinilestradiol, têm origem em contraceptivos, e são também liberados no esgoto pela urina (KIM et al., 2014).

Alquilfenóis

Os alquilfenóis são surfactantes não iônicos usados em grande variedade de produtos para uso doméstico e industrial, suas aplicações são inúmeras, estando presentes na formulação de pesticidas, na produção de petróleo, em produtos de limpeza e produção de papel e plástico (PONTELLI; NUNES; OLIVEIRA, 2016). O Nonilfenol e Octilfenol são produtos da sua degradação com propriedades ainda mais tóxicas que suas substâncias de origem, apresentando potencial de agir sobre os receptores estrogênicos (GAO et al., 2017).

A maioria dos alquilfenóis é utilizada em soluções aquosas para facilitar o manuseio, o que significa que elas são descartadas nas redes de coleta e direcionadas às estações de tratamento de esgoto; contudo, durante as etapas de tratamento, os microrganismos metabolizam estas substâncias transformando-as em subprodutos, que assim como os compostos de origem, apresentam propriedades de bioacumulação, persistem no ambiente e são tóxicos (ACIR; GUENTHER, 2018; LIU et al., 2018).

Diferentes metabólitos dos alquilfenóis já foram identificados em diversas matrizes ambientais, por exemplo, na entrada e saída de estações de tratamento de esgoto, curso d'água, água marinha, água subterrânea, água potável, sedimentos e solo (ACIR; GUENTHER, 2018).

Quando descartadas em águas superficiais, exercem efeitos tóxicos aos peixes, a mamíferos e aves, incluindo o desenvolvimento de anomalias (ABDEL-WARETH; SAYED, 2019; LIU et al., 2018). Suas conhecidas propriedades de desregulação endócrina, os deixam presentes na lista de substâncias prioritárias da União Europeia (UE) (LIMA et al, 2017).

A exposição ao Nonilfenol pode ocorrer até mesmo de forma direta, pelo uso de produtos cosméticos como maquiagem, antitranspirantes e produtos de cabelo. Porém, devido aos potenciais riscos causados à saúde, a maioria dos seus usos são, atualmente, regulamentadas (PAPAEVANGELOU et al., 2016).

Bisfenol-A (BPA)

Um exemplo de produto químico industrial encontrado no meio ambiente é o bisfenol-A (BPA), monômero sintético utilizado na produção de policarbonatos e um dos produtos mais utilizados em nível mundial, entrando em grande parte na constituição do plástico de garrafas de água (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015). Dentre os seus usos, incluem a

síntese de resinas *epoxy*, policarbonato aplicado em produtos eletrônicos, equipamentos automotivos, embalagens de alimentos e garrafas d'água no revestimento de latas de bebidas e comidas, embalagem de medicamentos e adesivos e selantes dentários (PAPAEVANGELOU et al., 2016; PEREIRA et al., 2015). Devido ao seu vasto uso em atividades domésticas e na indústria, o BPA é frequentemente encontrado no esgoto bruto, efluentes tratados e em lodo de esgoto (PAPAEVANGELOU et al., 2016).

O bifenol-A não foi incluído na lista de substâncias prioritárias da União Europeia (UE); contudo foi identificada como substância de alta relevância, devido aos seus efeitos tóxicos na reprodutividade de animais, e foi recentemente incluída na Lista de Candidatos à eventual inclusão no anexo XIV do REACH, do inglês, “Candidate List for eventual inclusion in Annex XIV to REACH”, da Agência Europeia de Química (SALGUEIRO-GONZÁLEZ et al., 2019).

2.1.1 Riscos da exposição aos microcontaminantes

É de conhecimento que os microcontaminantes quando lançados nos cursos d'água, têm efeitos de genotoxicidade, desregulação endócrina e aumento da resistência de bactérias patogênicas, características que os enquadram no grupo de microcontaminantes emergentes (LIMA et al., 2014a). Fármacos, como o diclofenaco, por exemplo, podem causar efeitos ao ser humano, como o desenvolvimento de tumores na tireoide (NAM et al., 2015). Os compostos com potencial de desregulação endócrina recebem atenção especial, considerando a diversidade de riscos que estes também podem trazer aos organismos expostos a eles.

Por anos, acreditava-se que os efeitos dos microcontaminantes eram proporcionais a sua dose ingerida, entretanto, estudos tem mostrado que esta relação apresenta uma curva em “U”, significando que doses baixas podem apresentar efeitos significativos no organismo (COSTA et al., 2014).

Nesse sentido, países da União Europeia e Estados Unidos têm buscado regulamentar e monitorar novos compostos que, antes, não recebiam atenção por parte de dispositivos legais (CUNHA et al., 2016). O programa de determinação de desreguladores endócrinos, do inglês “The Endocrine Disruptor Screening Program (EDSP)”, de 1998, estabelecido pela Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (USEPA), classificou os compostos que potencialmente poderiam interferir no sistema endócrino e determinou os efeitos destas substâncias (CHU et al., 2017).

Em estudo utilizando caracóis *Biomphalaria alexandrina*, foi observado que as taxas de reprodução de organismos expostos à 4-nonilfenol foi menor que os obtidos na comunidade controle (ABDEL-WARETH; SAYED, 2019). Cezec, Weber e Dietrich (2001), também utilizando 4-nonilfenol, observaram o mesmo resultado em caracóis *Lymnaea stagnalis*.

Estudos relatam que esses compostos têm o potencial de causar efeitos adversos nos seres humanos e na vida selvagem, como a feminização dos peixes, a redução da reprodutividade em algumas espécies, defeitos congênitos e desenvolvimento de anormalidades físicas (BELHAJ, 2015; CUNHA et al., 2016). Entretanto, a investigação dos efeitos da exposição a estas substâncias é um desafio, considerando que muitas apresentam manifestações tardias (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015).

A exposição de crianças a essas substâncias é ainda mais preocupante, já que a exposição precoce apresenta risco imediato mais elevado considerando a imaturidade dos sistemas fisiológicos do neurodesenvolvimento (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015; COSTA et al., 2014). A exposição a BPA na infância está associada à diminuição nos níveis de testosterona na puberdade (FERGUSON et al., 2014). Em estudo recente, sugere-se que a exposição precoce ao 4-octilfenol tem o potencial de prejudicar o funcionamento cardiovascular do peixe-zebra (SAPUTRA et al., 2016).

Estudos relatam a puberdade precoce como um dos efeitos da exposição aos desreguladores endócrinos (BUTTKE; SIRCAR; MARTIN, 2012). Em estudo com ratos, em laboratório, a administração de BPA e dioxinas durante a gestação proporcionou desenvolvimento pubertário precoce nos descendentes (WUTTKE; JARRY; SEIDLOVA-WUTTKE, 2010). Em seres humanos, essa associação é feita em estudos após grandes exposições de indivíduos a esses compostos; foi verificado que suas filhas apresentaram mais precoce o aparecimento da menarca, comparado às filhas de grupo controle (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015).

A síndrome do ovário policístico é outro efeito estudado. Em humanos, um estudo realizado com mulheres com diagnóstico da síndrome mostrou que estas tinham níveis plasmáticos de BPA mais elevados comparados aos observados em um grupo controle da doença (TAKEUCHI et al., 2004).

Em mulheres, outra doença estudada e relacionada à exposição de desreguladores é o câncer de mama. Estudos verificaram que algumas destas substâncias podem modificar a atividade enzimática celular em pacientes com câncer de mama, provocando aumento no número de células com maior capacidade de metastização (MURRAY et al., 2007).

No sexo masculino, os efeitos estudados e relacionados aos microcontaminantes são infertilidade, alterações da genitália, hiperplasia e câncer da próstata. Em estudo com 190 homens, foi observada a correlação positiva entre a exposição à BPA e lesão funcional dos espermatozoides (MEEKER et al., 2010). Além disso, em experimentação animal foi encontrada relação positiva entre a exposição fetal a essas substâncias e o aparecimento de anomalias da próstata adulta, incluindo o maior risco carcinogênico (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015).

O sistema neuroendócrino, responsável por fazer a ligação entre o sistema nervoso central e os sistemas endócrinos também podem ser alvos da ação destes poluentes. Além disso, o hipotireoidismo pode ser desencadeado, já que a ação dos contaminantes pode interferir na entrada de iodo impedindo a síntese normal de hormônios na tireoide (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015).

Como outro efeito, em estudo com animais, a quantidade e duração da exposição fetal a essas substâncias foram relacionadas ao aparecimento de obesidade na puberdade ou na vida adulta (VASILIU et al., 2006).

2.1.2 Remoção de microcontaminantes

Considerando os riscos à saúde humana e ao ambiente aquático com o lançamento de microcontaminantes nos cursos d'água, estudos têm sido conduzidos de forma a avaliar o potencial de tecnologias convencionais na remoção de microcontaminantes de água e esgoto.

No tratamento de água de abastecimento, Lima et al. (2014b) avaliaram o uso dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio, encontrando eficiências variando de 3 a 60% para hormônios estrógenos e de 30 a 90% para fármacos.

Pessoa et al. (2014) avaliaram o potencial de remoção de hormônios em diferentes sistemas de tratamento de efluentes e encontraram eficiências, em sistemas de tratamento de lodos ativados e reatores anaeróbios, de aproximadamente 95%; enquanto em lagoas de estabilização as eficiências variaram de 54 a 79,9%. Belhaj et al. (2015) também encontraram altas eficiências de remoção de estrógenos em sistema de tratamento de lodos ativados, alcançando remoções de 98,5%. Ryu et al. (2014), em estação de tratamento de efluentes convencional, relataram elevada remoção (90%) de microcontaminantes como cafeína, naproxeno, diclofenaco e ibuprofeno, ao mesmo tempo que foram verificadas baixa remoções (<5%) de outros fármacos; a razão pela qual foram encontrados resultados tão discrepantes,

segundo os autores, explicam que a remoção de microcontaminantes é altamente dependente dos mecanismos de remoção e das propriedades físicas e químicas dos compostos.

Mesmo realizando a remoção considerável das concentrações de microcontaminantes dos efluentes, o tratamento convencional ainda não alcança a remoção satisfatória desses compostos, sendo necessário investimentos em formas de remoção mais eficientes.

Diante dessa situação, países têm investido no aprimoramento das tecnologias de tratamento de esgoto e águas contaminadas com microcontaminantes (CUNHA et al., 2017). Para alcançar a remoção efetiva, estudos mostraram que o tratamento pode variar dependendo das propriedades físicas e químicas da substância e tecnologias utilizadas nas estações de tratamento (CHU et al., 2017; RYU et al., 2014). Na literatura, são reportados diferentes processos utilizados para remoção dessas substâncias, variando do uso de adsorventes convencionais e modificados em processos de oxidação avançada.

Utilizando óxido de grafeno modificado, material de origem do grafite, Nam et al. (2015) obtiveram eficiência de 75% na remoção de diclofenaco, por sorção. Os resultados encontrados por Bhadra, Seo e Jung (2016) mostraram que carvão ativado é um sorvente promissor na remoção de diclofenaco sódico em águas contaminadas, uma vez que o carvão ativado modificado apresentou eficiência de remoção seis vezes maior comparado ao carvão ativado convencional. Machado et al. (2015), utilizando solução sintética de bisfenol-A, obtiveram eficiência de remoção de 90% e 20% utilizando carvão ativado de matriz betuminosa e vegetal, respectivamente.

Chu et al. (2017) indicaram o tratamento ultrassônico na remoção satisfatória de contaminantes orgânicos e inorgânicos em água e esgoto, considerando que suas eficiências de remoção irão variar conforme as condições de operação utilizadas. Serna-Galvis et al. (2016) encontraram que processos de oxidação avançada são capazes de transformar poluentes em substâncias possíveis de sofrer a biodegradação em sistemas de tratamento aeróbio convencionais. Moreira et al. (2015) obtiveram degradação rápida de diferentes pesticidas, fármacos e hormônios em amostras de esgoto doméstico utilizando processos de oxidação avançada. Silva et al. (2014), avaliando a remoção de ibuprofeno por meio de processos de oxidação avançada, a partir de solução preparada em laboratório, verificaram remoção quase completa de todo o fármaco. Os autores reportaram que, mesmo após remoção completa do composto, muitos subprodutos ainda foram detectados em solução, o que ainda pode apresentar riscos ao meio ambiente e à saúde humana. Ainda utilizando processos de oxidação avançada, Silva et al. (2014) verificaram redução nas concentrações de Bisfenol-A em soluções sintéticas, porém identificaram a formação de sete subprodutos que apresentaram

maior toxicidade às comunidades de *Artemia salina* que seu precursor. Lima et al. (2017) obtiveram eficiência variável na remoção de microcontaminantes por desinfecção com cloro, entretanto, alertaram para o fato de ter havido a formação de subprodutos cuja toxicidade é pouco conhecida.

Os altos custos apresentados por diferentes tecnologias de remoção de microcontaminantes tornam-nas inviáveis para implementação em pequenas comunidades ou onde os recursos são escassos (ÁVILA et al., 2015). Com isso, há a necessidade do desenvolvimento de formas alternativas de tratamento de água e esgoto sanitário, que sejam economicamente viáveis e ambientalmente corretas.

Na literatura, são encontrados muitos trabalhos recomendando o uso de sistemas alagados construídos (SACs), pois estes apresentam alto potencial no uso como alternativa no tratamento secundário ou terciário de efluentes para a remoção de microcontaminantes (LI et al., 2014). Logo, para o tratamento de fármacos e desreguladores endócrinos, os SACs são considerados uma alternativa promissora, considerando que os SACs são uma forma de tratamento natural, com baixos custos de operação e manutenção, simples operação e de baixo impacto ambiental (PAPAEVANGELOU et al., 2016).

2.2 Sistemas Alagados Construídos

Os sistemas alagados construídos são considerados uma prática relativamente nova no tratamento de efluentes que apresentam grande capacidade de depuração de águas contaminadas (MATOS; MATOS, 2017). Esses sistemas têm sido muito utilizados em diferentes países no tratamento de chorume de aterros sanitários, efluentes doméstico e industriais, além de águas residuárias de agroindústrias e aquicultura (LEHL et al., 2016). São sistemas de tratamento baseados nos processos que ocorrem em sistemas alagados naturais, porém, buscam melhorar sua capacidade de tratamento; além de se constituírem como uma alternativa de tratamento de ótimo custo-benefício, especialmente no contexto de pequenas comunidades (AALAM; KHALIL, 2019).

A configuração de um SAC pode variar de acordo com o escoamento. Dentre os tipos existentes, os mais comuns são os de escoamento superficial (SAC-ES), escoamento vertical (SAC-EV) e horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) (DAI et al., 2017). Os aspectos considerados mais importantes no funcionamento e desempenho desses sistemas são o tipo de material suporte, a vegetação nele cultivada e o padrão de escoamento, sendo o último determinante na hidráulica do sistema (AALAM; KHALIL, 2019).

No sistema de escoamento horizontal subsuperficial, o efluente esco horizontalmente no material suporte e entra em contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As zonas aeróbias são próximas à raiz e aos rizomas das plantas, que liberam oxigênio no material suporte e ao final dos sistemas, notadamente nos com menor tempo de operação (TEE et al., 2012). Nesses sistemas, a remoção de N por desnitrificação pode ser baixa, em razão da baixa concentração de oxigênio dissolvido no substrato para transformação de outras formas de N em nitrato (CUI et al., 2015). Enquanto sistemas de escoamento horizontal a nitrificação não é alcançada devido às baixas concentrações de oxigênio, os sistemas de escoamento vertical, por outro lado, estas condições prevalecem, promovendo boas condições para nitrificação, porém baixa desnitrificação (ÁVILA et al., 2015).

Dessa maneira, sistemas híbridos combinando sistemas de escoamento vertical seguido de sistemas de escoamento horizontal subsuperficial têm sido utilizados em diferentes países para alcançarem maiores eficiências de remoção de nutrientes (LEHL et al., 2015). Porém, estes exigem grandes áreas para instalação e apresentam baixa capacidade na remoção de fósforo e, para atenuar esse problema, tem sido indicada a introdução de chicanas para melhorar o desempenho e reduzir os requisitos de área por esse sistema (CUI et al., 2015). Estudos mostram que os sistemas que utilizam chicanas apresentam melhor desempenho no tratamento de efluente que os convencionais (TEE et al., 2012).

As chicanas podem ser instaladas, internamente, nas direções verticais e horizontais, redirecionando o escoamento da água residuária ao longo do sistema. Dessa forma, podem apresentar melhores eficiências na remoção de poluentes (CUI et al., 2015). A principal vantagem desses sistemas está no prolongamento do caminho percorrido pela água residuária, promovendo o escoamento sequencial ascendente e descendente, no caso de chicanas verticais, para melhorar a remoção de nutrientes (LEHL et al., 2015). Com isso, o efluente é forçado a percorrer zonas aeróbias e anaeróbias, podendo assim ocorrer a nitrificação e desnitrificação ao longo do reator.

Nesses sistemas, podem ser introduzidas diferentes espécies vegetais, como macrófitas aquáticas flutuantes, macrófitas submersas e macrófitas enraizadas com parte aérea emersa, além de capins e outras plantas que não são tipicamente encontradas em áreas alagadas. As plantas exercem papel fundamental na remoção de nutrientes/poluentes presentes nos efluentes, e além de melhorar a eficiência no tratamento, as mesmas ainda proporcionam a valorização estética do sistema, tornando-o visualmente agradável e evitando a exposição da água residuária aplicada (MATOS; MATOS, 2017). Quando plantados com espécies ornamentais de interesse comercial, os SACs podem se tornar uma fonte de renda.

Esses sistemas de tratamento ainda são preenchidos com material suporte que sustentam o crescimento das plantas (CUI et al., 2015). Como exemplo de alguns materiais já utilizados como substrato em SACs, tem-se: brita grossa e fina (AALAM; KHALIL, 2019; CUI et al., 2015; LEHL et al., 2016; TEE et al., 2012), calcário e escória (CUI et al., 2015) e cascas de arroz (TEE et al., 2012).

2.2.1 Plantas ornamentais em SACs

Considerando o potencial dos SACs em promover a harmonia paisagística do ambiente, estudos têm sido conduzidos com o objetivo de avaliar a produtividade de plantas ornamentais em SACs-EHSS. Calheiros et al. (2015), em seu trabalho, utilizaram um SAC-EHSS plantado com diferentes espécies de plantas ornamentais (*Canna flaccida*, *Zantedeschia aethiopica*, *Canna indica*, *Agapanthus africanus* e *Watsonia borbonica*) no tratamento de esgoto doméstico, em zona rural. Os autores afirmaram que, além de promover um efetivo tratamento do esgoto, também foi possível o aproveitamento das hastes florais na decoração de ambientes internos de residências. Da mesma forma, Marín-Muniz et al. (2018), após avaliarem as espécies *Typha spp.*, *Zantedeschia aethiopica* e *Alpinia purpurata*, também no tratamento de esgoto doméstico de zona rural, afirmaram que a produção de plantas ornamentais melhorou a estética do sistema e sua aceitação pela comunidade. Burgos et al. (2017) encontraram que as espécies *Tulbaghia violácea* e *Cyperus papyrus* apresentaram alto potencial no tratamento de efluentes com diferentes aplicações de cargas orgânicas.

Além da função de contribuir no tratamento do efluente, o uso de plantas ornamentais e de interesse comercial, possibilita agregar valor ao uso de sistemas alagados, o qual pode ser utilizado com o objetivo de produção de flores em maior escala, o que favorece a aceitação do uso destes sistemas, em comunidades rurais (SANDOVAL-HERAZO et al., 2018).

2.2.2 Capim do Texas

Conhecida como *Pennisetum setaceum*, nomenclatura ainda não unânime entre os taxonomistas, o Capim-do-Texas é uma gramínea herbácea perene, rizomatosa, vigorosa e entouceirada, de até 1 m de altura. Seu sistema foliar denso, delgado e recurvado são características ornamentais que o tornou uma das gramíneas mais cultivadas em todo o mundo (ROMAHN, 2017).

A espécie apresenta folhas lineares, muito estreitas, longas e recurvadas, além de inflorescências longas, em espigas cônicas, densas, com numerosas flores róseo-esbranquiçadas ou roxas, formadas durante o verão (LORENZI, 2015). É originária da África e característica de clima subtropical árido, tolerante ao calor tropical (BADALAMENTI et al., 2016).

Possui capacidade de persistir em ampla variedade de condições ambientais, apresentando propagação rápida relacionada à tolerância à seca, rápido crescimento e produção abundante de sementes (RAHLAGO et al., 2014). A espécie ainda é capaz de apresentar intensa interação com a comunidade bacteriana do solo, alterando sua estrutura, composição e atividades ligadas ao ciclo de nitrogênio (RODRÍGUEZ-CABALLERO et al., 2017).

2.2.3 SACs-EHSS na remoção de poluentes

Na literatura, diversos estudos afirmam que os SACs-EHSS apresentam boa eficiência na remoção de fármacos e desreguladores endócrinos (DAI et al., 2017; PAPADEVANGELOU et al., 2016). Ávila et al. (2015), por exemplo, utilizaram um sistema com três SACs-EHSS de diferentes configurações, dispostos em série, obtendo remoção de mais de 80% de diferentes microcontaminantes. Além disso, Vymazal; Březinová e Koželuh (2015) apresentaram resultados mostrando que SACs-EHSS são tecnologias promissoras para eliminação de estrógenos, progesterona e testosterona de esgotos domésticos.

Diferentes trabalhos têm sido conduzidos na avaliação do potencial de SACs-EHSS na remoção de diferentes microcontaminantes. Como na remoção de desreguladores endócrinos (DAI et al., 2016, 2017; PAPADEVANGELOU et al., 2016; TORO-VÉLEZ et al., 2016; VYMAZAL; BŘEZINOVÁ; KOŽELUH, 2015) e fármacos (ÁVILA et al., 2015; CARRANZA-DIAZ et al., 2014; HIJOSA-VALSERO et al., 2016; RÜHMLAND et al., 2015).

Os mecanismos de remoção em SACs-EHSS ainda são, em grande parte, desconhecidos, porém, os fatores-chave relacionados ao desempenho destes sistemas estão geralmente relacionados ao tipo de sistema alagado, ao tempo de detenção hidráulica (TDH), às espécies vegetais utilizadas, ao substrato e à temperatura (DAI et al., 2016).

Pesquisas relatam, ainda, que a remoção desses poluentes, em SAC-EV e SAC-EHSS, se dá devido à sua biodegradação sob condições aeróbias e anaeróbias, pela adsorção no

biofilme formado no substrato, além de fotodegradação pela exposição à luz solar (ÁVILA et al., 2015; PAPADEVANGELOU et al., 2016).

Em SACs podem ser encontrados diferentes microrganismos capazes de degradar poluentes orgânicos, porém fatores como concentração de nutrientes e condições redox, podem influenciar nos processos de biodegradação (DAI et al., 2017). Os diferentes tipos de ambientes dentro dos SACs irão variar conforme a configuração, ou seja, o espaço poroso, a lâmina de água exposta à luz solar, as plantas, o biofilme no substrato e nas raízes (HIJOSAVALSERO et al., 2016). Alguns ambientes podem promover condições redox específicas, enquanto outros possuem uma ampla gama de condições redox na matriz do sistema alagado, o que induz à formação de biofilmes microbiológicos com distintos processos de respiração e capacidades de remoção de poluentes (DAI et al., 2017).

Os sistemas de escoamento vertical são, em geral, altamente aeróbios, pois o efluente escoava verticalmente através do sistema plantado, por meio de aplicação intermitente, permitindo condições insaturadas e a transferência de oxigênio, favorecendo a atividade de microrganismos aeróbios (DAI et al., 2017).

Nos sistemas de escoamento horizontal permeiam tanto condições aeróbias quanto reduzidas, porém, esse é um sistema considerado em grande parte como um ambiente que favorece a ocorrência de processos anóxicos (DAI et al., 2017). Ademais, quando comparado ao sistema de escoamento vertical, no SAC de escoamento horizontal há aumento na presença de zonas aeróbica/anaeróbica e processos redox ocorrendo na rizosfera, o que pode resultar em melhor remoção de contaminantes orgânicos (CARRANZA-DIAZ et al., 2014).

As plantas também contribuem para a retenção dos microcontaminantes, promovendo o aprisionamento das partículas de sólidos suspensos, além de contribuir para o crescimento do biofilme e proporcionar microambientes (PAPADEVANGELOU et al., 2016). Carranza-Diaz et al. (2014) investigaram o uso de SACs-EHSS, plantado e não plantado, e encontraram que o SAC-EHSS plantado apresentou maiores eficiências na remoção de diferentes microcontaminantes.

A filtração, sedimentação e absorção também são importantes processos de remoção de poluentes em SACs. Contudo, a retenção de compostos é altamente dependente de seus coeficientes de partição (LogK_{OW}) e a solubilidade em água, podendo ser classificados com moderadamente hidrofóbicos ($2,5 < \text{LogK}_{\text{OW}} < 4$), altamente hidrofóbicos ($\text{LogK}_{\text{OW}} \geq 4$), enquanto que $\text{LogK}_{\text{OW}} < 2,5$ indica baixa capacidade de adsorção em meio suporte (PAPADEVANGELOU et al., 2016); ou seja, os processos de adsorção de compostos orgânicos serão mais comuns em substância com $\text{LogK}_{\text{OW}} \geq 4$, os demais estarão mais

sujeitos a serem absorvidos pelas plantas ou mantidos dissolvidos no meio líquido (HIJOSA-VALSERO et al., 2016).

2.2.4 SACs-EHSS cultivados com plantas ornamentais na remoção de microcontaminantes

Sabe-se que as plantas em sistemas alagados exercem influência positiva na remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, entretanto, o papel das plantas no decaimento de poluentes orgânicos é considerado complexo, podendo variar dependendo da espécie utilizada e das propriedades dos compostos (DAI et al., 2016).

Em relação aos trabalhos combinando SACs e plantas ornamentais na remoção de fármacos e DEs, Dan et al. (2017) mostraram que a presença de plantas no SAC é benéfica para a remoção desses microcontaminantes. De acordo com os autores, o sistema apresentou alta eficiência na remoção de Bisfenol A e Nonilfenol. Também, Macci et al. (2015) encontraram que as espécies *Canna indica* e *Phragmites australis* foram as que apresentaram maiores eficiências na remoção de diferentes microcontaminantes entre outras espécies ornamentais também avaliadas. Para mais, em outro estudo, os autores utilizaram um SAC híbrido com diferentes configurações ao longo do tratamento e plantado com *Thypha latifolia*, *Iris sibirica* e *Zantedeschia aethiopica* que apresentou boa eficiência na remoção de fármacos (TEJEDA; TORRES-BOJORGES; ZURITA, 2017). Carranza-Diaz et al. (2014) avaliaram SAC-EHSS plantado com *Phragmites australis* e não plantado no tratamento de esgoto doméstico. O SAC-EHSS plantado apresentou maiores eficiências na remoção de microcontaminantes que o não plantado.

Toro-Velez et al. (2016) realizaram bioensaios de desregulação endócrina em *Drosophila melanogaster* (moscas-das-frutas), com água residuária após tratamento em diferentes SAC-EHSS plantados e não plantados, e encontraram que o tratamento do efluente em sistema plantado com a espécie ornamental *Heliconia psitacorum* se mostrou eficiente na redução de efeitos adversos na primeira e segunda geração da espécie.

2.3 Estudo hidrodinâmico

O estudo do comportamento hidrodinâmico em um SAC-EHSS é fundamental para analisar o regime de escoamento e verificar sua relação com a eficiência do tratamento, a partir da análise de fatores que podem representar desvios entre o regime não ideal (real) e o

ideal de escoamento. Com base no conhecimento da hidrodinâmica, podem ser previstos os regimes de escoamento (pistão, mistura completa ou ambos), além de detectar a presença de anomalias nos processos que ocorrem no interior dos sistemas, tais como ocorrência de caminhos preferenciais, zonas mortas e curto circuitos, que podem reduzir a eficiência de tratamento nessas unidades.

Como mencionado anteriormente, o uso de chicanas internas em SACs-EHSS tem como objetivo melhorar a eficiência do tratamento, reduzindo os requisitos de espaço físico demandado, como mostra alguns estudos (COGGINS et al., 2018; CUI et al., 2015; FARJOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015; RENGERS et al., 2016; SHIH et al., 2017; TEE et al., 2014; WU et al., 2014). Aalam e Khalil (2019), por exemplo, encontraram que sistemas alagados com chicanas verticais e chicanas horizontais apresentaram maiores eficiências de tratamento comparadas ao sistema convencional sem chicanas.

As chicanas são barreiras sólidas ou porosas, instaladas dentro de lagoas ou sistemas alagados, em qualquer orientação, com o objetivo de melhorar as eficiências de tratamento; entretanto, são necessários mais estudos avaliando os melhores tipos e configurações, considerando que sua posição e orientação podem influenciar no tratamento (COGGINS et al., 2018; FARJOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015).

O uso de chicanas verticais e horizontais em sistemas de escoamento subsuperficial, tendem a prolongar o caminho percorrido pelo líquido (CUI et al., 2015); podendo aproximar o escoamento ao de um reator de fluxo em pistão, implicando no aumento da capacidade de depuração de águas pelos SACs (N/A METCALF & EDDY, 2003). Como encontrado em diferentes trabalhos que, ao utilizarem sistemas com chicanas verticais, reportaram que, ao entrar no reator, a água residuária tendeu a apresentar um escoamento em fluxo pistão, com escoamento ascendente e descendente paralelo às chicanas até a saída do sistema (LEHL et al., 2016; RENGERS et al., 2016; TEE et al., 2014). Da mesma forma, Coggins et al. (2018) verificaram que, o uso de chicanas horizontais em lagoas aumentou o tempo de detenção hidráulica médio em 24%. Shih et al. (2017) também utilizando chicanas horizontais, verificaram campos de velocidade uniforme e escoamento sinuoso no sistema, aumentando o tempo de detenção hidráulica e promovendo uso efetivo do volume disponível. Ademais, aumentando a relação L/B (comprimento/largura) de SACs, observa-se ser possível reduzir o número de dispersão (d) (COSTA et al., 2019), que é o efeito esperado pela introdução de divisões internas.

Para avaliação do regime de escoamento, verificando se as condições de operação se aproximam mais do fluxo em pistão ou de mistura completa, além de detectar a presença de

anomalias nos processos que ocorrem no interior dos sistemas (caminhos preferenciais, zonas mortas e curtos circuitos), que podem reduzir a eficiência destas unidades, é necessário fazer a avaliação por meio de testes com traçadores (FIA et al., 2016; RENGERS et al., 2016).

Na literatura são citados diferentes traçadores que podem ser utilizados, cada um com o seu potencial e limitações. Porém, em função das boas respostas em reatores de tratamento de águas residuárias e a facilidade de aquisição, traçadores salinos têm sido empregados na avaliação da hidrodinâmica de SACs (MATOS et al., 2015).

Para avaliação do desempenho hidráulico das unidades de tratamento, também são utilizados índices propostos por N/A Metcalf & Eddy (2003). Tais índices avaliam o tipo, a extensão e as anomalias do escoamento, podendo ser calculados seguindo a metodologia proposta pelos autores. Suas definições e interpretações encontram-se resumidas na Tabela 1 (Adaptado de FIA et al., 2016).

Tabela 1 - Variáveis de avaliação do desempenho hidráulico do sistema.

Índice	Definição	Interpretação
Eficiência volumétrica (λ)	$TDH_{real}/TDH_{teórico}$	O valor 1 indica uso integral do volume de tratamento; maior ou menor que 1 indica a existência de curtos circuitos e zonas mortas.
Índice de Tempo Modal de Retenção	$TDH_{pico}/TDH_{teórico}$	Valores próximos a 1 indicam comportamento pistonado e 0, mistura completa. Valores que se afastam de 1, para mais ou para menos, indica que distribuição não uniforme. Muito inferior a 1 indica curtos circuitos ou volume efetivo baixo.
Índice de Curto Circuito	$TDH_i / TDH_{teórico}$	Para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com comportamento de mistura completa.
Índice de desvio da curva de DTR em relação à curva normal	$TDH_{50\%}/TDH_{real}$	Valores menores que 1 podem indicar áreas estagnadas no reator (zonas mortas)
Índice de Dispersão de Morril (IDM)	$TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$	Sob condições ideais, reatores de escoamento em pistão devem assumir IDM igual a 1,0; e para escoamento em mistura completa igual a 22,0.

Fonte: Da autora (2019).

λ = Índice de avaliação da eficiência volumétrica; $TDH_{pico}/TDH_{teórico}$ = Índice de tempo modal de detenção; $TDH_i / TDH_{teórico}$ = Índice de curto circuito (ICC); $TDH_{50\%}/TDH_{real}$ = Índice de tempo de detenção médio; $IDM = TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$ = Índice de Dispersão de Morril para estimativa do índice de dispersão; TDH_{real} - tempo de detenção hidráulica real; $TDH_{teórico}$ - tempo de detenção hidráulica teórico; TDH_{pico} - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída; TDH_i - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez; $TDH_{10\%}$, $TDH_{50\%}$ e $TDH_{90\%}$ - tempo em que 10, 50 e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

A avaliação da hidrodinâmica em sistemas alagados, ainda, permite a identificação de colmatação nesses ambientes, fenômeno comum em SACs utilizados no tratamento de esgoto em consequência dos mecanismos de remoção de poluentes (MATOS et al., 2015); que ao ocorrer de forma intensa, pode promover o escoamento superficial e aumentar a dispersão no meio (COSTA et al., 2019). Entretanto, como observado por Matos et al. (2015), em sistemas plantados, o crescimento das raízes das plantas promove o “empolamento” do meio, aumentando a porosidade efetiva nas unidades e favorecendo o escoamento no leito, o que pode reduzir os efeitos da colmatação pelo acúmulo de sólidos no meio poroso.

REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: a case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, New York, v. 54, n. 12, p. 1245–1253, 2019.
- ABDEL-WARETH, M. T. A.; SAYED, S. S. M. Reprotoxicity of 4-nonylphenol to *Biomphalaria alexandrina* snails at certain temperatures. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 26, p. 18533–18540, May 2019.
- ACIR, I.; GUENTHER, K. Endocrine-disrupting metabolites of alkylphenol ethoxylates: a critical review of analytical methods, environmental occurrences, toxicity, and regulation. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 635, p. 1530–1546, Sept. 2018.
- ÁVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 80, p. 108–116, July 2015.
- AYMERICH, I. et al. Attenuation of pharmaceuticals and their transformation products in a wastewater treatment plant and its receiving river ecosystem. **Water Research**, Oxford, v. 100, p. 126–136, Sept. 2016.
- BADALAMENTI, E. et al. Seedling growth of a native (*Ampelodesmos mauritanicus*) and an exotic (*Pennisetum setaceum*) grass. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 77, p. 37–42, Nov. 2016.
- BELHAJ, D. et al. Fate of selected estrogenic hormones in an urban sewage treatment plant in Tunisia (North Africa). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 505, p. 154–160, Feb. 2015.
- BHADRA, B. N.; SEO, P. W.; JHUNG, S. H. Adsorption of diclofenac sodium from water using oxidized activated carbon. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 301, p. 27–34, Oct. 2016.
- BURGOS, V. et al. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 99, p. 246–255, Feb. 2017.
- BUTTKE, D. E.; SIRCAR, K.; MARTIN, C. Exposures to endocrine-disrupting chemicals and age of menarche in adolescent girls in NHANES (2003 – 2008). **Environmental Health Perspectives**, United States, v. 120, n. 11, p. 1613–1618, Nov. 2012.
- CALHEIROS, C. S. C. et al. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 79, p. 1–7, June 2015.

CARRANZA-DIAZ, O. et al. Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 71, p. 234–245, Oct. 2014.

CASTRO-CORREIA, C.; FONTOURA, M. A influência da exposição ambiental a disruptores endócrinos no crescimento e desenvolvimento de crianças e adolescentes. **Revista Portuguesa de Endocrinologia, Diabetes e Metabolismo**, Spain, v. 10, n. 2, p. 186–192, July/Dec. 2015.

CHAU, H. T. C. et al. Occurrence of 1153 organic micropollutants in the aquatic environment of Vietnam. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 25, n. 8, p. 7147–7156, Mar. 2018.

CHU, K. H. et al. Ultrasonic treatment of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals, and personal care products in water: a review. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 327, p. 629–647, Nov. 2017.

COGGINS, L. X. et al. Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilisation ponds: a full-scale experiment. **Water**, Oxford, v. 10, n. 2, p. 109, 2018.

COSTA, E. M. F. et al. Effects of endocrine disruptors in the development of the female reproductive tract. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, São Paulo, v. 58, n. 2, p. 153–161, mar. 2014.

COSTA, R. D. A. et al. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 83–91, jan./fev. 2019.

CUI, L. et al. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 153, p. 33–39, Apr. 2015.

CUNHA, D. L. et al. Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 2, p. 249–262, mar./abr. 2017.

_____. Regulamentação do estrogênio sintético 17 α -etinilestradiol em matrizes aquáticas na Europa, Estados Unidos e Brasil. **Cadernos de Saude Pública**, Rio de Janeiro, v. 32, n. 3, p. 1-13, mar. 2016.

CZECH, P.; WEBER, K.; DIETRICH, D. R. Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L. **Aquatic Toxicology**, New York, v. 53, n. 2, p. 103–114, Aug. 2001.

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**, Amsterdam, v. 99, p. 496–503, Feb. 2017.

- _____. Factors affecting behavior of phenolic endocrine disruptors, estrone and estradiol, in Constructed Wetlands for domestic sewage treatment. **Environmental Science & Technology**, New York, v. 50, n. 21, p. 11844–11852, Oct. 2016.
- DAN, A. et al. Removal of phenol, bisphenol A, and 4-tert-butylphenol from synthetic landfill leachate by vertical flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 578, p. 566–576, Feb. 2017.
- DIAMANTI-KANDARAKIS, E. et al. Endocrine-disrupting chemicals: an endocrine. **Endocrine Reviews**, Chevy Chase, v. 30, n. 4, p. 293–342, June 2009.
- FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 81, p. 228–232, Aug. 2015.
- FERGUSON, K. K. et al. Prenatal and peripubertal phthalates and bisphenol A in relation to sex hormones and puberty in boys. **Reproductive Toxicology**, Elmsford, v. 47, p. 70–76, Aug. 2014.
- FIA, F. R. L. et al. Hydrodynamic behavior of a combined anaerobic-aerobic system employed in the treatment of vinasse. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, n. 6, p. 718–729, nov./dez. 2016.
- GAO, D. et al. Seasonal variations in the concentration and removal of nonylphenol ethoxylates from the wastewater of a sewage treatment plant. **Journal of Environmental Sciences**, Village, v. 54, p. 217–223, Apr. 2017.
- GARCIA, S. N. et al. Comparative analysis of effluent water quality from a municipal treatment plant and two on-site wastewater treatment systems. **Chemosphere**, Oxford, v. 92, n. 1, p. 38–44, June 2013.
- GRACIA-LOR, E. et al. Estimation of caffeine intake from analysis of caffeine metabolites in wastewater. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 609, p. 1582–1588, Dec. 2017.
- HIJOSA-VALSERO, M. et al. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. **Chemosphere**, Oxford, v. 145, p. 508–517, Feb. 2016.
- KABIR, E. R.; RAHMAN, M. S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 241–258, July 2015.
- KIM, E. J. et al. Association between urinary levels of bisphenol-A and estrogen metabolism in Korean adults. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 470/471, p. 1401–1407, Feb. 2014.
- LEHL, H. K. et al. Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water Treatment**, Hopkinton, v. 57, n. 60, p. 29160–29166, June 2016.

LI, Y. et al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 468/469, p. 908–932, Jan. 2014.

LIMA, D. R. S. et al. Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 5, p. 783–788, 2014b.

_____. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1043–1054, nov./dez. 2017.

_____. Removal of pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds from natural waters by clarification associated with powdered activated carbon. **Water, Air, & Soil Pollution**, Washington, v. 225, n. 11, p. 2170, 2014a.

LIU, Y. et al. Identification, contribution, and estrogenic activity of potential EDCs in a river receiving concentrated livestock effluent in Southern Taiwan. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 636, p. 464–476, Sept. 2018.

LORENZI, H. **Plantas para jardim no Brasil: herbáceas, arbustivas e trepadeiras**. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2015. 1120 p.

LUO, Y. et al. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 473-474, p. 619–641, Mar. 2014.

MACCI, C. et al. Ornamental plants for micropollutant removal in wetland systems. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 22, n. 4, p. 2406–2415, Feb. 2015.

MACHADO, C. R. A. et al. Avaliação da adsorção de Fenol e Bisfenol A em carvões ativados comerciais de diferentes matrizes carbonáceas. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 915–927, out./dez. 2015.

MADIKIZELA, L. M.; CHIMUKA, L. Simultaneous determination of naproxen, ibuprofen and diclofenac in wastewater using solid-phase extraction with high performance liquid chromatography. **Water S.A.**, Ithaca, v. 43, n. 2, p. 264–274, April, 2017.

MARÍN-MUNIZ, J. L. et al. Influence of different porous media and ornamental vegetation on wastewater pollutant removal in vertical subsurface flow wetland microcosms. **Environmental Engineering Science**, Monticello, v. 35, n. 2, p. 88–94, June 2018.

MATAMOROS, V. et al. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. **Journal of Hazardous Materials**, New York, v. 288, p. 34–42, May 2015.

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

MATOS, M. P. D. E. et al. Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 1137–1148, nov./dez. 2015.

MEEKER, J. D. et al. Semen quality and sperm DNA damage in relation to urinary bisphenol A among men from an infertility clinic. **Reproductive Toxicology**, Elmsford, v. 30, n. 4, p. 532–539, Dec. 2010.

MOREIRA, N. F. F. et al. Fast mineralization and detoxification of amoxicillin and diclofenac by photocatalytic ozonation and application to an urban wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 87, p. 87–96, Dec. 2015.

MURRAY, T. J. et al. Induction of mammary gland ductal hyperplasias and carcinoma in situ following fetal bisphenol A exposure. **Reproductive Toxicology**, Elmsford, v. 23, n. 3, p. 383–390, 2007.

N/A METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

NAM, S. et al. Adsorption characteristics of diclofenac and sulfamethoxazole to graphene oxide in aqueous solution. **Chemosphere**, Oxford, v. 136, p. 20–26, Oct. 2015.

OMAR, T. F. T. et al. Endocrine disrupting compounds (EDCs) in environmental matrices: review of analytical strategies for pharmaceuticals, estrogenic hormones, and alkylphenol compounds. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 85, p. 241–259, Dec. 2016.

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

PEREIRA, L. C. et al. A perspective on the potential risks of emerging contaminants to human and environmental health. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 22, n. 18, p. 13800–13823, June 2015.

PESSOA, G. P. et al. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 490, p. 288–295, Aug. 2014.

PONTELLI, R. C. N.; NUNES, A. A.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Impacto na saúde humana de disruptores endócrinos presentes em corpos hídricos: existe associação com a obesidade? **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 753–766, mar. 2016.

RAHLAO, S. J. et al. Performance of invasive alien fountain grass (*Pennisetum setaceum*) along a climatic gradient through three South African biomes. **South African Journal of Botany**, Pretória, v. 91, p. 43–48, Mar. 2014.

RENGERS, E. E. et al. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-environment Research**, London, v. 12, p. 91–104, Sept. 2016.

RIVERA-JAIMES, J. A. et al. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, n. 613/614, p. 1263–1274, Feb. 2018.

RODRÍGUEZ-CABALLERO, G. et al. Striking alterations in the soil bacterial community structure and functioning of the biological N cycle induced by *Pennisetum setaceum* invasion in a semiarid environment. **Soil Biology & Biochemistry**, London, v. 109, p. 176–187, June 2017.

ROMAHN, V. **Grande Enciclopédia Natureza de Plantas para jardim**. São Paulo: Ed. Europa, 2017. 128 p.

RÜHMLAND, S. et al. Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 80, p. 125–139, July 2015.

RYU, J. et al. Determination of micropollutants in combined sewer overflows and their removal in a wastewater treatment plant (Seoul, South Korea). **Environmental Monitoring and Assessment**, Ann Arbor, v. 186, n. 5, p. 3239–3251, Jan. 2014.

SALGUEIRO-GONZÁLEZ, N. et al. Occurrence of selected endocrine disrupting compounds in Iberian coastal areas and assessment of the environmental risk. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 249, p. 767–775, June 2019.

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**, San Diego, v. 10, n. 5, p. 1594, May 2018.

SAPUTRA, F. et al. Toxicity effects of the environmental hormone 4-tert-octylphenol in Zebrafish (*Danio rerio*). **International Journal of Marine Science**, Oxford, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2016.

SERNA-GALVIS, E. A. et al. High frequency ultrasound as a selective advanced oxidation process to remove penicillinic antibiotics and eliminate its antimicrobial activity from water. **Ultrasonics Sonochemistry**, Oxford, v. 31, p. 276–283, July, 2016.

SHIH, S. et al. Tracer experiments and hydraulic performance improvements in a treatment pond. **Water**, London, v. 9, n. 2, p. 137, Feb. 2017.

SILVA, J. C. C. et al. Photodegradation of bisphenol A in aqueous medium: monitoring and identification of by-products by liquid chromatography coupled to high-resolution mass spectrometry. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, London, v. 28, n. 9, p. 987–994, May 2014.

TAKEUCHI, T. et al. Positive relationship between androgen and the endocrine disruptor, bisphenol a, in normal women and women with ovarian dysfunction. **Endocrine Journal**, Tokyo, v. 51, n. 2, p. 165–169, Apr. 2004.

TEE, H. et al. Enhancement of azo dye Acid Orange 7 removal in newly developed horizontal subsurface- flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 147, p. 349–355, Jan. 2014.

_____. Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. **Bioresource Technology**, Barking, v. 104, p. 235–242, Jan. 2012.

TEJEDA, A.; TORRES-BOJORGES, Á. X.; ZURITA, F. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 98, p. 410–417, Jan. 2017.

TORO-VÉLEZ, A. F. et al. BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 542, p. 93–101, Jan. 2016.

VASILIU, O. et al. Polybrominated biphenyls, polychlorinated biphenyls, body weight, and incidence of adult-onset diabetes Mellitus. **Epidemiology**, Cambridge, v. 17, n. 4, p. 352–359, July 2006.

VILELA, C. L. S.; BASSIN, J. P.; PEIXOTO, R. S. Water contamination by endocrine disruptors: Impacts, microbiological aspects and trends for environmental protection. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 235, p. 546–559, Apr. 2018.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T.; KOŽELUH, M. Occurrence and removal of estrogens, progesterone and testosterone in three constructed wetlands treating municipal sewage in the Czech Republic. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 536, p. 625–631, Dec. 2015.

WILKINSON, J. L. et al. Spatial (bio) accumulation of pharmaceuticals, illicit drugs, plasticisers, perfluorinated compounds and metabolites in river sediment, aquatic plants and benthic organisms. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 234, p. 864–875, Mar. 2018.

WU, S. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, Oxford, v. 57, p. 40–55, June 2014.

WUTTKE, W.; JARRY, H.; SEIDLOVA-WUTTKE, D. Definition, classification and mechanism of action of endocrine disrupting chemicals. **Hormones**, Athens, v. 9, n. 1, p. 9–15, Jan./Mar. 2010.

YANYAN, L. et al. Removal of acetaminophen from synthetic wastewater in a fixed-bed column adsorption using low-cost coconut shell waste pretreated with NaOH, HNO₃, ozone, and/or chitosan. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 226, p. 365–376, Nov. 2018.

YAO, L. et al. Occurrence and risk assessment of antibiotics in surface water and groundwater from different depths of aquifers: a case study at Jiangnan Plain, central China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 135, p. 236–242, Jan. 2017.

CAPÍTULO 2 EFEITO DA INTRODUÇÃO DE CHICANAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

RESUMO

Nos últimos anos, pesquisas tem sido realizadas de forma a possibilitar o aproveitamento do elevado potencial de remoção de poluentes em Sistemas Alagados Construídos (SACs) com redução da área requerida. Uma das possíveis modificações nos SACs é a introdução de chicanas, de forma a possibilitar reprodução mais próxima de um reator de fluxo em pistão. Assim, no presente trabalho, objetivou-se investigar o efeito da introdução de chicanas instaladas em distintas disposições em três SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS). Os SACs foram construídos em fibra de vidro, se diferenciando pela presença de chicanas horizontais (SAC B), verticais (SAC C) ou ausência de divisórias internas (SAC A). Foram realizados dois ensaios hidrodinâmicos, um no início e outro após 8 meses de operação dos sistemas, sendo empregado um traçador salino (NaCl) para as medições. O primeiro ensaio teve duração de 4 dias, 4 horas e 30 minutos e o segundo 3 dias, 7 horas e 30 minutos. As coletas de amostras e a determinação da condutividade elétrica (CE) nas amostras do efluente foram realizadas a cada 15 minutos. Como resultado, verificou-se haver maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura nas unidades A e B e menor em C, nos dois ensaios realizados. Assim, observa-se a introdução de divisões internas influencia a hidrodinâmica nos reatores, porém, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado o aumento na velocidade de passagem do líquido, implicando em maior dispersão no líquido e redução no tempo de detenção hidráulica. Ademais, após oito meses do primeiro ensaio, foi observado um atraso na saída do traçador, principalmente do SAC-C, o que pode estar vinculado ao início de colmatação do leito.

Palavras-chave: Dispersão. Tempo de detenção hidráulica. Traçador salino.

ABSTRACT

In recent years, many studies have been carried out to take advantage of the high potential for pollutant removal in constructed wetlands (SACs) in a smaller area. One of the possible CWs modifications is the use of baffles to better approximate to a plug flow reactor. Thus, the present work aimed to investigate the effect of using different baffle dispositions in the flow regime, in three Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (HSF-CWs), using NaCl as tracer, at the beginning and after 8 months of operation. The CWs were made of fiberglass, differentiating in the presence of horizontal baffles (CW B), vertical baffles (CW C) or absence of baffles (SAC A). It was carried two tests, the first with 4 days, 4 hours and 30 minutes, and the second with 3 days, 7 hours and 30 minutes doing sampling and determination of electrical conductivity (EC) every 15 minutes. As a result, there was greater longitudinal dispersion of the fluid and degree of mixing in units A and B and lower in C, for both tests. Thus, it is observed that there is an effect of the use of baffles in the reactor hydrodynamics, however, the horizontal baffle dimensions may have caused an increase in liquid flow rate, leading to greater liquid dispersion and reduced hydraulic residence time. Moreover, after eight months of the first test, there was a delay in tracer exit, mainly for the SAC-C, which may be linked to the onset of bed clogging.

Keywords: Dispersion. Hydraulic residence time. Saline tracer.

1 INTRODUÇÃO

Sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, tal como os adotados em grandes centros urbanos, além da complexidade de processos, exigem muitas vezes grandes investimentos para sua instalação e manutenção, se tornando inviável para regiões afastadas e carentes. Considerando a simplicidade, o reduzido custo de instalação e manutenção e o baixo ou zero gasto energético, o uso de Sistemas Alagados Construídos (SAC) tem recebido notoriedade, principalmente em áreas rurais, pequenas comunidades ou em unidades independentes (AALAM; KHALIL, 2019; LEHL et al., 2016).

Dentre as diferentes configurações utilizadas, se destacam os de escoamento superficial, escoamento vertical e escoamento horizontal sub-superficial (CUI et al., 2015). Nesses sistemas, a remoção de poluentes ocorre por processos dependentes do tempo, incluindo sedimentação, sorção, absorção pelas plantas e reduções químicas ou biológicas (BRASIL; MATOS, 2008; RENGERS et al., 2016; SHIH et al., 2017); que, por essa razão, exigem grandes áreas para a sua instalação, considerando que quanto maior o tempo de retenção nos sistemas maior sua eficiência.

Dessa forma, pesquisas têm sido realizadas com o objetivo de melhorar a eficiência do tratamento reduzindo os requisitos de espaço físico demandado, sendo uma opção o uso de chicanas internas (COGGINS et al., 2018; CUI et al., 2015; FARJOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015; RENGERS et al., 2016; SHIH et al., 2017; TEE et al., 2015; WU et al., 2014). Aalam e Khalil (2019), por exemplo, encontraram que sistemas alagados com chicanas verticais e chicanas horizontais apresentaram maiores eficiências de tratamento comparadas ao sistema convencional sem chicanas.

Chicanas são barreiras sólidas ou porosas, instaladas dentro de lagoas ou sistemas alagados, em qualquer orientação, com o objetivo de melhorar as eficiências de tratamento, alterando o regime hidráulico do reator; entretanto, são necessários mais estudos avaliando os melhores tipos e configurações, considerando que sua posição e orientação podem influenciar no tratamento (COGGINS et al., 2018; FARJOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015).

O uso de chicanas verticais e horizontais em sistemas de escoamento sub-superficial, tendem a prolongar o caminho percorrido pelo líquido (CUI et al., 2015); podendo aproximar o escoamento ao de um reator de fluxo em pistão, implicando em aumento na capacidade de depuração de águas residuárias pelos SACs (N/A METCALF & EDDY, 2003). Em diferentes trabalhos consultados na literatura, reporta-se que a inclusão de chicanas verticais tende a tornar o escoamento mais próximo ao de fluxo pistão, ocorrendo de forma ascendente e

descendente paralelo às chicanas, até a saída do sistema (LEHL et al., 2016; RENGERS et al., 2016; TEE et al., 2015). Da mesma forma, Coggins et al. (2018) verificaram que, o uso de chicanas horizontais em lagoas aumentou o tempo de detenção hidráulica médio em 24%. Shih et al. (2017), também utilizando chicanas horizontais, verificaram campos de velocidade uniforme e escoamento sinuoso no sistema, aumentando o tempo de detenção hidráulica e promovendo uso efetivo do volume disponível. Ademais, aumentando a relação L/B (comprimento/largura) de SACs, observa-se ser possível reduzir o número de dispersão (d) (COSTA et al., 2019), que é o efeito esperado pela introdução de divisões internas.

Para avaliação do regime de escoamento, verificando se as condições de operação se aproximam mais do fluxo em pistão ou de mistura completa, além de detectar a presença de anomalias nos processos que ocorrem no interior dos sistemas (caminhos preferenciais, zonas mortas e curtos circuitos), que podem reduzir a eficiência destas unidades, é necessário fazer a avaliação por meio de testes com traçadores (FIA et al., 2016; RENGERS et al., 2016).

Na literatura, são citados diferentes traçadores que podem ser utilizados, cada um com o seu potencial e limitações. Porém, em função das boas respostas em reatores de tratamento de águas residuárias e a facilidade de aquisição (MATOS et al., 2015), traçadores salinos tem sido bastante empregados na avaliação da hidrodinâmica de SACs.

A avaliação da hidrodinâmica em SACs-EHSS, ainda, permite a identificação de colmatação nesses ambientes, fenômeno comum em SACs utilizados no tratamento de esgoto em consequência dos mecanismos de remoção de poluentes (MATOS et al., 2015); que ao ocorrer de forma intensa, pode promover o escoamento superficial e aumentar a dispersão no meio (COSTA et al., 2019). Entretanto, como observado por Matos et al. (2015), em sistemas plantados, o crescimento das raízes das plantas promove o “empolamento” do meio, aumentando a porosidade efetiva nas unidades e favorecendo o escoamento no leito, o que pode reduzir os efeitos da colmatação pelo acúmulo de sólidos no meio poroso.

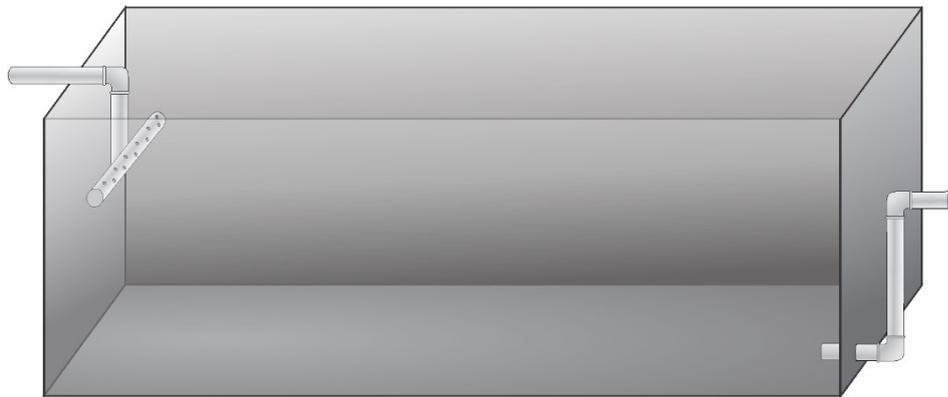
O objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência da introdução de chicanas no comportamento hidrodinâmico de três sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial utilizando o traçador salino, cloreto de sódio (NaCl), em fase inicial e após oito meses de operação dos sistemas.

2 METODOLOGIA

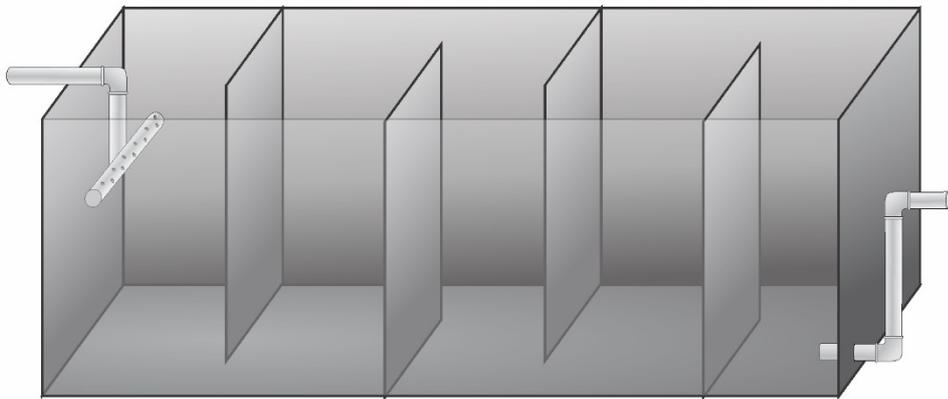
Os ensaios hidrodinâmicos foram conduzidos em três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) em escala experimental, cada um com configurações internas específicas. As unidades foram construídas em fibra de vidro, com dimensões de 2,0 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,7 m de altura. Os SACs-EHSS foram preenchidos com brita zero (diâmetro $D_{60} = 7,0$ mm; porosidade de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m, com o nível d'água mantido a 0,05 m abaixo do material suporte. Em cada unidade foram plantadas 10 mudas da espécie *Pennisetum setaceum*, conhecida como Capim-do-Texas.

Os três SACs-EHSS se diferenciam pela presença ou não de divisórias no interior das unidades: o SAC-A construído sem divisórias internas, como ocorre nos SAC-EHSS convencionais; o SAC-B com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de uma lateral à outra (chicanas horizontais); e o SAC-C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SAC-EHSS, de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente (chicanas verticais). Nos reatores com divisórias, foram utilizadas 4 chicanas espaçadas de 0,40 m entre si. As chicanas horizontais possuem comprimento de 0,40 m ocupando 80% da seção de passagem lateral do sistema. Já as chicanas verticais foram fixadas duas à 0,10 m do fundo do reator, ocupando 80% da seção de passagem superior, e duas à 0,05 m abaixo do nível do líquido, ocupando 90% da seção de passagem inferior.

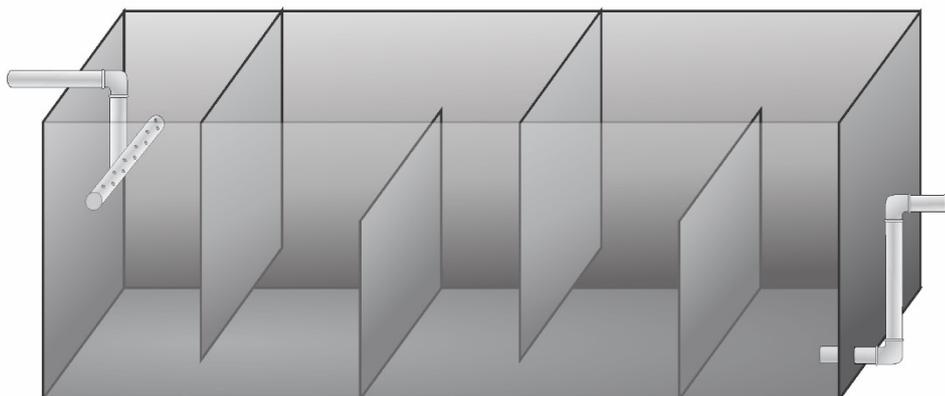
Figura 1 - Configuração interna dos SACs.
SAC A



SAC B



SAC C



Fonte: Da autora (2019).

Os SACs-EHSS avaliados nesta pesquisa foram alimentados com esgoto sanitário da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA).

Foram realizados dois ensaios hidrodinâmicos, um no início e outro após 8 meses de operação dos sistemas, com o objetivo de identificar alterações na hidrodinâmica dos reatores

por influência do acúmulo de sólidos, que poderiam iniciar a colmatação dos sistemas. O primeiro ensaio foi realizado 34 dias após início de operação do sistema. Durante esse intervalo, os SACs-EHSS receberam efluente da ETE-UFLA, após a passagem por tratamento preliminar e por reatores UASB, também em escala experimental. Já o segundo ensaio ocorreu 8 meses após início de operação do sistema. Nesse período, os SACs-EHSS também receberam efluente da ETE-UFLA, após a passagem por tratamento preliminar e por reatores UASB, nos primeiros 5 meses. Nos últimos 3 meses, porém, devido às baixas cargas orgânicas verificadas na entrada dos SACs, a alimentação do sistema foi realizada com o esgoto sanitário após passar apenas pelo tratamento preliminar.

Para a realização dos ensaios, foi utilizado NaCl como traçador, devido a sua facilidade de aquisição, baixo custo e facilidade de detecção. Anteriormente aos ensaios, foi necessário avaliar a concentração de sódio presente naturalmente no meio. Dessa forma, foi realizado o monitoramento da concentração de sódio do *background* pela medição da condutividade elétrica (CE) do efluente, com posterior conversão à concentração de NaCl, como recomendado por Matos et al. (2015). Para leitura da CE nas amostras do efluente dos SACs-EHSS, foi utilizado o condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650. Foram realizadas leituras da CE do efluente em intervalos de 1 hora durante 8 horas, para obter a concentração média de sódio do efluente anterior ao teste.

Os ensaios foram iniciados com a aplicação de 12,0 kg de sal de cozinha (NaCl), previamente dissolvido em 50 litros de água, adicionados à entrada dos SACs-EHSS. A quantidade de traçador utilizada foi calculada com base no volume útil das unidades e no limite de detecção do equipamento de leitura utilizado.

Durante os ensaios hidrodinâmicos com uso de traçadores, é recomendado o monitoramento por no mínimo 3 a 4 vezes o tempo de detenção hidráulica teórico ($TDH_{teórico}$) das unidades, com finalidade de recuperação máxima do traçador (BODIN et al., 2013). Dessa forma, seriam necessários 5 dias e 5 horas para a realização dos testes. Entretanto, os ensaios foram realizados até que a CE alcançasse valor próximo do encontrado para o *background*, o que ocorreu após 4 dias, 4 horas e 30 minutos para o primeiro teste, e 3 dias, 7 horas e 30 minutos para o segundo, desde o início de cada teste. Durante o monitoramento, foram realizadas leituras da CE em amostras do efluente dos SACs-EHSS, em intervalos de 15 minutos para melhor definição da curva de concentração do traçador. Também foi realizado o monitoramento da vazão efluente de cada sistema em intervalos de 1 hora.

As curvas experimentais da variação de concentração de cloreto de sódio ao longo do tempo, $C(t)$, foram normalizadas (área sobre a curva igual a 1), de acordo com Levenspiel

(2000), resultando em curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica (DTR) em função do tempo adimensional (θ). Após a normalização, foi possível calcular a variância para cada ensaio (σ_θ^2).

O ajuste das curvas experimentais de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional foi realizado com base nos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão - de pequena (PD) e de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR), de acordo com Levenspiel (2000). Essas características podem ser verificadas pelos parâmetros d (ou D/uL) para os modelos de pequena e grande dispersão ou pelo número (N) de reatores de mistura completa em série para o modelo N-CSTR. A estimativa destes parâmetros foi realizada pela variância dos dados.

Para avaliação do desempenho hidráulico das unidades de tratamento, foram utilizados índices propostos por N/A Metcalf e Eddy (2003). Estas variáveis permitem inferir sobre o tipo, a extensão e as anomalias do escoamento, podendo ser calculados seguindo a metodologia proposta pelos autores. Suas definições e interpretações encontram-se resumidas na Tabela 1.

Tabela 1 - Variáveis de avaliação do desempenho hidráulico do sistema.

Índice	Definição	Interpretação
Eficiência volumétrica (λ)	$TDH_{real}/TDH_{teórico}$	O valor 1 indica uso integral do volume de tratamento; maior ou menor que 1 indica a existência de curtos circuitos e zonas mortas.
Índice de Tempo Modal de Retenção	$TDH_{pico}/TDH_{teórico}$	Valores próximos a 1 indicam comportamento pistonado e 0, mistura completa. Valores que se afastam de 1, para mais ou para menos, indica que distribuição não uniforme. Muito inferior a 1 indica curtos circuitos ou volume efetivo baixo.
Índice de Curto Circuito	$TDH_i / TDH_{teórico}$	Para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com comportamento de mistura completa.
Índice de desvio da curva de DTR em relação à curva normal	$TDH_{50\%}/TDH_{real}$	Valores menores que 1 podem indicar áreas estagnadas no reator (zonas mortas)
Índice de Dispersão de Morril (IDM)	$TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$	Sob condições ideais, reatores de escoamento em pistão devem assumir IDM igual a 1,0; e para escoamento em mistura completa igual a 22,0.

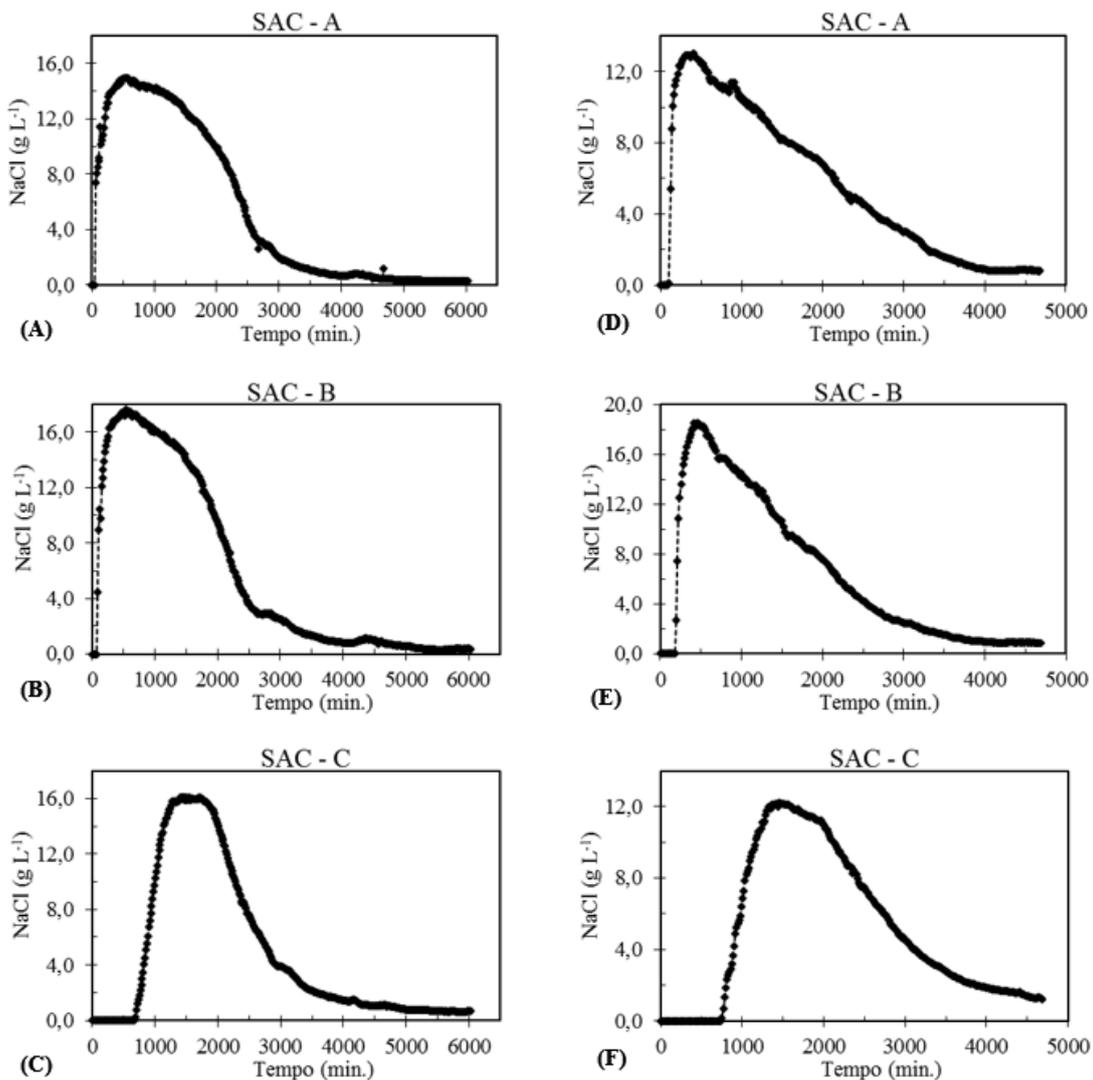
Fonte: Adaptado de Fia et al. (2016).

3 RESULTADOS

Durante o primeiro ensaio, os SAC-A, SAC-B e SAC-C apresentaram vazões médias de 182,7; 181,6 e 182,0 L d⁻¹. Obtendo-se tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_{teórico}), nos três sistemas, de 1,34 dia. No segundo ensaio, as vazões médias foram de 186,0; 185,2 e 189,4 L d⁻¹ e o TDH_{teórico} de 1,33; 1,35 e 1,28 dia, para o SAC-A, SAC-B e SAC-C, respectivamente.

As curvas obtidas com o monitoramento da passagem do traçador pelas unidades, nos dois ensaios, estão apresentadas nas Figura 2.

Figura 2 - Variação nas concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo no SAC-A (sem a presença de divisões internas), SAC-B (com chicanas horizontais) e SAC-C (com chicanas verticais), no primeiro ensaio (figuras A, B e C) e no segundo ensaio (figuras D, E e F), respectivamente.



Fonte: Da autora (2019).

Analisando as curvas de variação nas concentrações de cloreto de sódio em amostras coletadas do efluente ao longo do tempo, nas três unidades, observa-se a detecção de NaCl no efluente após 1 h, no SAC A, e 1 h 30 min, no SAC B, no primeiro ensaio e após 1 h 45 min, no SAC A, e 3 h 15 min, no SAC B, no segundo ensaio. A detecção do traçador no efluente dos SACs A e B, nas primeiras horas, demonstra a ocorrência de curtos circuitos nestas duas configurações. Enquanto que, no SAC-C, o traçador foi detectado somente após 11 h 30 min, no primeiro, e 12 h 30 min, no segundo ensaio, desde o início do teste, o que demonstra o uso mais eficiente do volume útil nesta unidade. Ademais, vale destacar que foi observado um atraso maior na detecção do traçador na saída de todos os reatores no segundo ensaio em relação ao primeiro, o que provavelmente pode estar vinculado ao início do processo de colmatação do substrato devido ao acúmulo de sólidos no interior das unidades.

Nas últimas horas de ensaio, observou-se, também, um efeito caudal em todas as unidades, caracterizado pela redução exponencial na concentração do traçador ao final do ensaio. De acordo com Nardi, Zaiat e Foresti (1999), esse efeito é decorrente da dispersão/difusão do traçador em regiões estagnadas do meio, ou ao atraso devido a sua sorção no material suporte, como observado também pelos autores Costa et al. (2019) e Vilas Bôas (2012).

Na Tabela 2, estão apresentados os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR), para os SACs A, B e C, durante o primeiro e segundo ensaio (LEVENSPIEL, 2000). Observa-se nos ensaios que o TDH real, obtido por meio da curva DTR, dos sistemas A e B, foram menores que o TDH teórico. Para o SAC-A, observa-se redução no TDH real de 27% no primeiro ensaio e 23% no segundo. Já para o SAC-B não houve diferença entre os dois ensaios, apresentando redução de 28% no TDH real nos dois casos, contrariando o observado por Coggins et al. (2018), que verificaram aumento em 24% utilizando chicanas horizontais. Tal fato se refere provavelmente à formação de caminhos preferenciais dentro das duas unidades. Já para o SAC-C, o TDH real obtido foi superior ao TDH teórico, com aumento de 8% no primeiro ensaio e 16% no segundo, demonstrando haver um certo atraso na resposta do traçador, o que pode estar vinculado à existência de zonas de recirculação interna ou de zonas mortas no interior desse sistema.

Ainda em relação a Tabela 2, nota-se que o modelo teórico de tanques em série (N-CSTR) forneceu resultados para o SAC-A, SAC-B e SAC-C iguais a 2,0; 1,9 e 4,4 reatores de mistura completa em série, respectivamente, para o primeiro ensaio, e 2,1; 2,2 e 6,1 reatores

de mistura completa em série, respectivamente, para o segundo ensaio. Os valores do número de dispersão (D/uL) verificados nos modelos de pequena e grande intensidade de dispersão foram maiores nos SACs A e B, quando comparados ao C, indicando maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura no interior nas unidades A e B que no sistema C. Para essa unidade, a intensidade de dispersão pode ser considerada como média (moderada), pois ficou entre 0,05 e 0,25 (N/A METCALF & EDDY, 2003). O número de células em série (N) reforça esse conceito, uma vez que quanto maior, menor o grau de mistura.

Na Tabela 3, é possível observar que os índices utilizados corroboram a avaliação mais cuidadosa do desempenho hidráulico das unidades experimentais. Analisando o índice que avalia a eficiência volumétrica (λ), nota-se que ocorreram curtos circuitos e zonas mortas nos sistemas A e B, visto que os valores foram diferentes de 1, nos dois ensaios. Já no sistema C, o mesmo índice apresentou valor igual a 1,07 no primeiro ensaio e 1,16 no segundo, indicando o uso integral do volume de tratamento, além de efeitos de recirculação interna (MAGALHÃES FILHO; SILVA; PAULO, 2013; N/A METCALF & EDDY, 2003).

A relação entre o tempo modal, tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada e o tempo de detenção teórico ($TDH_{pico}/TDH_{teórico}$) foi inferior a 1 nas três unidades, nos dois ensaios, o que sugere distribuição não uniforme do escoamento com tendência à mistura completa. Valores de ICC inferiores a 1, como encontrado para todos os sistemas, confirmam a presença de curtos-circuitos em todas as unidades avaliadas. Ademais, a presença de áreas estagnadas também foi detectada em todas as unidades, já que a relação $TDH_{50\%}/TDH_{real}$, nos três sistemas foi inferior a 1. Por fim, com base nos valores obtidos de IDM, os SACs A e B apresentaram maior valor, indicando tendência ao escoamento de mistura completa, enquanto que o sistema C apresentou o menor valor de IDM, indicando maior proximidade de um sistema de escoamento pistonado, comparativamente.

Tabela 2 - Resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR).

Unidades de Tratamento		TDH teórico (d)	TDH real (d)	N-CSTR	PD (D/uL)	GD (D/uL)	Coeficiente de determinação (R ²)		
							N-CSTR	PD	GD
Primeiro Ensaio	SAC - A	1,34	0,98	2,0	0,2451	0,1523	0,9595	0,8437	0,5857
	SAC - B	1,34	0,97	1,9	0,2630	0,1602	0,9706	0,7840	0,5662
	SAC - C	1,34	1,45	4,4	0,1149	0,0856	0,9147	0,7049	0,7208
Segundo Ensaio	SAC - A	1,33	1,02	2,1	0,2355	0,1479	0,9206	0,6200	0,3047
	SAC - B	1,35	0,96	2,2	0,2274	0,1442	0,9334	0,6243	0,3937
	SAC - C	1,28	1,49	6,1	0,0822	0,0652	0,9428	0,7493	0,7091

Fonte: Da autora (2019).

Tabela 3 - Índices utilizados para complementar a avaliação hidrodinâmica das unidades experimentais, segundo N/A Metcalf & Eddy (2003).

Índices	Primeiro Ensaio			Segundo Ensaio		
	SAC A	SAC B	SAC C	SAC A	SAC B	SAC C
$\lambda = \text{TDH}_{\text{real}}/\text{TDH}_{\text{teórico}}$	0,73	0,72	1,07	0,77	0,72	1,16
$\text{TDH}_{\text{pico}}/\text{TDH}_{\text{teórico}}$	0,23	0,26	0,66	0,21	0,22	0,79
$\text{ICC} = \text{TDH}_i/\text{TDH}_{\text{teórico}}$	0,03	0,05	0,35	0,05	0,10	0,41
$\text{TDH}_{50\%}/\text{TDH}_{\text{real}}$	0,88	0,86	0,88	0,86	0,84	0,92
$\text{IDM} = \text{TDH}_{90\%}/\text{TDH}_{10\%}$	7,77	7,33	3,08	8,52	6,74	2,97

Fonte: Da autora (2019).

A relação L/B para os SAC-A, SAC-B e SAC-C calculadas conforme Von Sperling (2017) foram iguais a 4,0, 6,3, e 6,3. Segundo o autor, sistemas com L/B elevado tendem a apresentar regime de fluxo em pistão. Ademais, o SAC-B, apesar de apresentar L/B maior que o SAC-A, apresentou tempo de retenção próximo deste. O fato pode ser justificado por um aumento na velocidade do líquido como resultado da redução da área da sessão de passagem, já que o mesmo apresenta chicanas horizontais ocupando 80% da extensão na lateral do reator, como relatado por Li et al. (2018). Tal fato não foi uma situação desejada, já que a presença de sessões com velocidade maior de passagem aumentam a presença de curtos-circuitos e prejudicam a performance hidrodinâmica do reator (FARJOOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015). Contrariando o encontrado por Shih et al. (2017), em que o uso de chicanas horizontais melhorou a eficiência hidráulica do sistema. No SAC C foi observado situação diferente, já que, mesmo apresentando L/B semelhante ao SAC B, seu tempo de detenção real foi maior. Demonstrando que mesmo as chicanas verticais, no SAC C,

bloquearem a passagem do líquido na mesma proporção que as chicanas horizontais, as primeiras não aumentaram a velocidade de passagem do líquido no reator.

Em relação à identificação de ocorrência de colmatção nos SACs, percebe-se que, nos três sistemas, o período de 8 meses entre a realização dos dois ensaios não foi suficiente para verificação de possível influência no regime de escoamento por processos de colmatção nos sistemas, sendo recomendado um período maior de operação dos reatores. Magalhães Filho, Silva e Paulo (2013) observaram redução na eficiência hidráulica de sistema não plantado alimentado com água cinza após 110 dias de operação do sistema, contudo, em relação ao sistema plantado, os autores verificaram que a presença de plantas no sistema não reduziu a eficiência hidráulica após poucos meses de operação. O que pôde também ser observado no SAC-B, no presente trabalho, o qual apresentou eficiência volumétrica semelhante no início e após 8 meses de operação.

Para mais, nos SAC-A e SAC-C, após 8 meses de operação dos sistemas, foi verificado aumento no TDH_{real} e na eficiência volumétrica, indicando aumento na sua eficiência hidráulica. Tal diferença pode estar relacionada ao crescimento radicular das plantas presentes no sistema. De acordo com Brasil e Matos (2008), o escoamento pode ser facilitado pelo “empolamento” proporcionado pelo crescimento das raízes no substrato. Ademais, segundo Matos et al. (2015), a morte e degradação do material orgânico de raízes e rizomas, que expandiram o espaço poroso, o que permitiria aumento no volume de vazios do meio, corroborando os resultados encontrados no presente trabalho.

4 CONCLUSÃO

Os resultados indicaram que houve influência da introdução de chicanas no comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), no entanto, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado o aumento na velocidade de passagem do líquido e, conseqüentemente, maior dispersão e redução do tempo de detenção hidráulica. Por essa razão, o SAC com essa configuração, apresentou condições semelhantes aos proporcionados na unidade sem divisões internas. Por outro lado, o leito com chicanas verticais foi aquele que apresentou hidrodinâmica mais próxima à de fluxo em pistão. Ademais, não foram observadas grandes alterações na hidráulica dos três reatores, após oito meses de operação dos sistemas.

REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: a case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, New York, v. 54, n. 12, p. 1245–1253, 2019.
- BODIN, H. et al. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 501, p. 1–12, Sept. 2013.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n. 3, p.323-328, jul./set. 2008.
- COGGINS, L. et al. Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilisation ponds: a full-scale experiment. **Water**, London, v. 10, n. 2, p. 109, Jan. 2018.
- COSTA, R. D. A. et al. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 83–91, jan./fev. 2019.
- CUI, L. et al. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 153, p. 33–39, Apr. 2015.
- FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 81, p. 228–232, Aug. 2015.
- FIA, F. R. L. et al. Hydrodynamic behavior of a combined anaerobic-aerobic system employed in the treatment of vinasse. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, n. 6, p. 718–729, nov./dez. 2016.
- LEHL, H. K. et al. Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water Treatment**, Hopkinton, v. 57, n. 60, p. 29160–29166, June 2016.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000. 563 p.
- LI, M. et al. On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: from a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 183, p. 495-514, May 2018.
- MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SILVA, J. B.; PAULO, P. L. Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evapotranspiração como pré-tratamento. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 1, n. 2, p. 276-285, 2013.

MATOS, M. P. et al. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, nov./dez. 2015.

N/A METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, Oxford, v. 21, p. 469–476, 1999.

RENGERS, E. E. et al. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-environment Research**, London, v. 12, p. 91–104, Sept. 2016.

SHIH, S. et al. Tracer experiments and hydraulic performance improvements in a treatment pond. **Water**, London, v. 9, n. 2, p. 137, Feb. 2017.

TEE, H. et al. Enhancement of azo dye Acid Orange 7 removal in newly developed horizontal subsurface- flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 147, p. 349–355, Jan. 2014.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. 2012. 161 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017. 196 p.

WU, S. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, Oxford, v. 57, p. 40–55, June 2014.

CAPÍTULO 3 DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONTRUÍDOS COM DIFERENTES DISPOSIÇÕES DE CHICANAS E CULTIVADOS COM CAPIM-DO-TEXAS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

RESUMO

Os sistemas alagados construídos são uma forma de tratamento descentralizada de baixo custo e fácil manutenção, eficiente no tratamento de efluentes, sejam domésticos quanto industriais. Sua principal vantagem está na possibilidade de implementação como sistema individual em residências e em comunidades rurais. Porém, seu quesito de área torna um incentivo ao desenvolvimento de diferentes configurações destes sistemas, buscando um tratamento eficiente em um espaço disponível. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) com diferentes disposições de chicanas e cultivados com Capim do Texas (*Pennisetum setaceum*) no tratamento de efluente sanitário. Foram utilizados três SACs-EHSS construídos em fibra de vidro: o SAC A foi construído sem divisórias internas, o SAC B com divisórias internas fixadas nas laterais e o SAC C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito. O experimento foi conduzido por nove meses tratando efluente proveniente de campus universitário em três fases. As taxas de aplicação (TAS) na fase II foi significativamente maior ($p < 0,05$) que a TAS nas fases I e III. As eficiências de remoção de DQO foram significativamente maiores na fase III, para todos os SACs, apresentando valores iguais a 74%, 75% e 74%, para os SACs A, B e C, respectivamente. Os SACs-EHSS apresentaram boas eficiências de remoção de DQO, ST, STV, STF, PT, NT, NO_2^- e NO_3^- . Não foi verificada diferença significativa entre os sistemas com chicanas e sem chicanas ($p > 0,05$). A produtividade e capacidade extratora de nutrientes do capim também foram satisfatórias.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. Planta ornamental. Chicanas.

ABSTRACT

Constructed wetlands are decentralized treatment systems with low cost and easy maintenance. It is efficient in both domestic and industrial effluents treatment. Its main advantage is that it can be implemented as an individual houses treatment system and for rural communities. However, its area requirement makes it an incentive to develop different configurations of these systems, seeking an efficient treatment in an available space. Thus, this study aimed to evaluate the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands (SAC-EHSS) with different hydraulic design and cultivated with *Pennisetum setaceum* treating sewage. Three fiberglass SACs-EHSS were used, being SAC A built without baffles, SAC B with baffles fixed on the sides and SAC C with baffles above and below the bed. The experiment was conducted for nine months treating effluent from a university campus in three phases. The organic loading rate (OLR) in phase II were significantly higher ($p < 0.05$) than the OLR in phases I and III. COD removal efficiencies were significantly higher in phase III for all SACs, with values equal to 74%, 75% and 74% for SACs A, B and C, respectively. SACs-EHSS showed good removal efficiencies of COD, TS, TVS, TFS, TP, TN, NO_2^- and NO_3^- . No significant difference was found between baffle and non-baffle systems ($p > 0.05$). The productivity and nutrient extraction capacity of the grass were also satisfactory.

Keywords: Constructed wetland. Ornamental plant. Baffle.

1 INTRODUÇÃO

A deficiência no tratamento de efluentes, com destaque em países em desenvolvimento, contribui com a contaminação das águas, pois em grande parte o esgoto é lançado diretamente em corpos hídricos sem receber nenhum tratamento. Para suprir esta deficiência, se faz necessário o desenvolvimento de formas de tratamento de esgoto economicamente acessíveis, como o uso de sistemas alagados construídos, por exemplo. Os sistemas alagados construídos são considerados uma prática relativamente nova no tratamento de efluentes que apresentam grande capacidade de depuração de águas contaminadas (MATOS; MATOS, 2017). Esses sistemas têm sido muito utilizados em diferentes países no tratamento de chorume de aterros sanitários, efluentes doméstico e industriais, além de águas residuárias de agroindústrias e aquicultura (LEHL et al., 2016). São unidades de tratamento baseados nos processos que ocorrem em sistemas alagados naturais, porém, buscam melhorar sua capacidade de tratamento; além de se constituírem como uma alternativa de tratamento de ótimo custo-benefício, especialmente no contexto de pequenas comunidades (AALAM; KHALIL, 2019).

A configuração de um SAC pode variar de acordo com o escoamento. Dentre os tipos existentes, os mais comuns são os de escoamento superficial (SAC-ES), escoamento vertical (SAC-EV) e horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) (DAI et al., 2017). No sistema de escoamento horizontal subsuperficial, o efluente esco horizontalmente no material suporte e entra em contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, sendo as zonas aeróbias próximas à raiz e aos rizomas das plantas, que liberam oxigênio no material suporte e ao final dos sistemas, notadamente nos com menor tempo de operação (TEE et al., 2012).

As plantas exercem papel fundamental na remoção de nutrientes/poluentes presentes nos efluentes, e além de melhorar a eficiência no tratamento, as mesmas ainda proporcionam a valorização estética do sistema, tornando-o visualmente agradável e evitando a exposição da água residuária aplicada (MATOS; MATOS, 2017). Quando plantados com espécies ornamentais de interesse comercial, os SACs podem se tornar uma fonte de renda.

Considerando o benefício econômico e paisagístico de espécies vegetais de interesse comercial, algumas plantas ornamentais têm sido avaliadas no cultivo em SACs, como biri (*Canna flaccida*), copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*), Agapanto (*Agapanthus africanus*) e Palminha (*Watsonia borbonica*) (CALHEIROS et al., 2015); alpínia (*Alpinia purpurata*) (MARÍN-MUNIZ et al., 2018), alho-social (*Tulbaghia violácea*) (BURGOS et al., 2017) e papiro (*Cyperus papyrus*) (BURGOS et al., 2017; LEIVA et al., 2018).

Calheiros et al. (2015), avaliaram um sistema alagado construído plantado com diferentes espécies de plantas ornamentais (*Canna flaccida*, *Zantedeschia aethiopica*, *Canna indica*, *Agapanthus africanus* e *Watsonia borbonica*) no tratamento de efluente de residência em zona rural. Os autores afirmaram que além de promover um efetivo tratamento do efluente, também foi possível o aproveitamento das hastes florais produzidas na decoração de ambientes internos de residências. Da mesma forma, Marín-Muniz et al. (2018) após avaliarem as espécies *Typha spp.*, *Zantedeschia aethiopica* e *Alpinia purpurata* também no tratamento de efluente doméstico de zona rural, relataram que a produção de plantas ornamentais melhora a estética do sistema e sua aceitação pela comunidade. Assim, além da função de contribuir no tratamento do efluente, o uso de plantas ornamentais de interesse comercial, possibilita agregar valor aos SACs que, podendo ser utilizado com o objetivo de produção de flores em maior escala, favorece a aceitação do uso desses sistemas em comunidades rurais (SANDOVAL-HERAZO et al., 2018). Ademais, Burgos et al. (2017) encontraram que as espécies *Tulbaghia violácea* e *Cyperus papyrus* apresentam alto potencial no tratamento de efluentes com diferentes aplicações de cargas orgânicas.

O Capim do Texas (*Pennisetum setaceum*) é uma gramínea herbácea perene, rizomatosa, vigorosa e entouceirada, de até 1 m de altura. Seu sistema foliar denso, delgado e recurvado são características ornamentais que o tornou uma das gramíneas mais cultivadas em todo o mundo (ROMAHN, 2017). Possui capacidade de persistir em ampla variedade de condições ambientais, apresentando propagação rápida relacionada à tolerância à seca, rápido crescimento e produção abundante de sementes (RAHLAO et al., 2014). A espécie, ainda, é capaz de apresentar intensa interação com a comunidade bacteriana do solo, alterando sua estrutura, composição e atividades ligadas ao ciclo de nitrogênio (RODRÍGUEZ-CABALLERO et al., 2017).

Diante de tantas características favoráveis à sua aplicação em SACs, e por ser uma espécie ainda não testada, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) com diferentes disposições de chicanas e cultivados com *Pennisetum setaceum* (Capim-do-Texas) no tratamento de efluente sanitário proveniente de um campus universitário.

2 METODOLOGIA

O experimento foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 44°59'W, altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

Foi utilizado o efluente proveniente da ETE-UFLA após passar pelo tratamento preliminar (gradeamento, Medidor Parshall e caixa de gordura) e por tratamento secundário em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) em escala experimental (primeira e segunda fase). Após verificar cargas orgânicas baixas na entrada do sistema, para a terceira fase foi feita uma modificação no sistema, retirando a etapa de tratamento nos reatores UASB. A estação recebe diariamente o esgoto sanitário proveniente de diversas atividades realizadas dentro da instituição, que incluem os gerados nos departamentos, pavilhões de aulas, laboratórios, restaurante universitário e hospital veterinário. Vale ressaltar que os resíduos químicos gerados nos laboratórios da universidade são recolhidos e tratados separadamente.

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características do esgoto utilizado no experimento.

T	pH	DQO	NTK	PT
		mg L ⁻¹		
22,1±1,6	7,3±0,1	182,4±83,8	36,4±11,9	5,4±1,6

T - Temperatura (°C); DQO - demanda química de oxigênio; NTK - nitrogênio total kjeldahl; PT - fósforo total.

Fonte: Da autora (2019).

O tratamento contou com três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), cada um com configurações internas específicas. Conforme Figura 1, anterior aos SACs-EHSS foi instalada uma caixa para homogeneização do afluente, este foi bombeado aos sistemas utilizando bombas dosadoras a solenoide da marca *ProMinent*®. O controle da vazão afluente aos SACs foi realizado diariamente por meio de medição direta, com o objetivo de manter a mesma vazão média para os três sistemas nas diferentes fases. O tempo de detenção hidráulica teórico dos sistemas foi calculado, sem correção da evapotranspiração, segundo a Equação 1:

$$TDH (d) = \frac{L \times W \times H \times \eta}{Q} \quad (1)$$

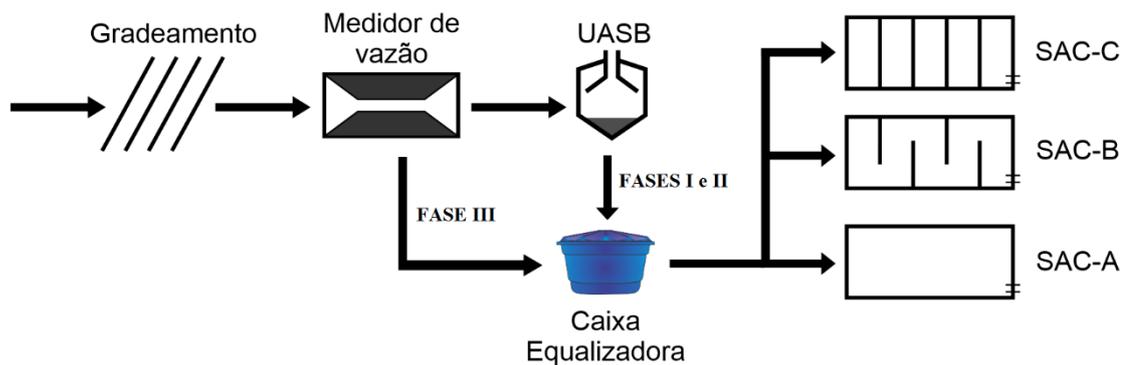
São: L, W e H o comprimento, a largura e a profundidade útil nos reatores, η a porosidade do material suporte e Q a vazão média de escoamento.

Tabela 2 - Características operacionais nas diferentes fases de monitoramento.

Fases	Vazão (L d ⁻¹)	TDH	Tratamento anterior	Período de monitoramento	Meses	Atividades na universidade
I	183	1,36	com UASB	0 - 120 dias	23/Agosto - 21/Dezembro	Período letivo completo com ministração de aulas escolares
II	183	1,36	Com UASB	121 - 208 dias	22/Dezembro - 19/Março	Férias dos estudantes
III	183	1,36	Sem UASB	209 - 271 dias	20/Março - 21/Maio	Período letivo incompleto com ministração de aulas

Tempo de detenção hidráulica (TDH) em dia.

Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento desde o tratamento preliminar aos sistemas alagados.



Fonte: Da autora (2019).

Os SACs-EHSS foram construídos em fibra de vidro, os quais possuem 2,0 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,7 m de altura. O SAC-A foi construído sem divisórias internas, tal como ocorre nos SAC-EHSS convencionais. Já os SACs B e C foram construídos com quatro chicanas internas, dividindo os reatores em cinco compartimentos (Figura 2). O SAC-B possuía divisórias internas fixadas nas laterais, com 0,4 m de comprimento e 0,7 m de altura de forma a favorecer o escoamento horizontal do tipo pistão de uma lateral à outra dentro do SAC-EHSS. Para o SAC-C, foram instaladas divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito, a primeira e terceira com 0,5 m de comprimento e 0,6 m de altura, e a segunda e quarta com 0,5 m e 0,45 m, respectivamente, de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente, permitindo que o efluente escoe ora em ambiente estritamente anaeróbio (fundo do SAC), ora em ambiente aeróbio/anóxico (na superfície do SAC).

Tabela 3 - Resumo das características dos sistemas.

	Área superficial (m x m)	Profundidade útil (m)	Volume útil (L)	Espécie cultivada	Escoamento
SAC – A	2,0 x 0,5	0,5	247	<i>Pennisetum setaceum</i>	Horizontal subsuperficial convencional
SAC – B	2,0 x 0,5	0,5	247	<i>Pennisetum setaceum</i>	Horizontal subsuperficial com chicanas horizontais
SAC – C	2,0 x 0,5	0,5	247	<i>Pennisetum setaceum</i>	Horizontal subsuperficial com chicanas verticais

Fonte: Da autora (2019).

Os SACs-EHSS foram preenchidos com brita zero (diâmetro D60 = 7,0 mm) até a altura de 0,55 m para obtenção do volume de vazios inicial médio de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, e nível d'água a 0,05 m abaixo do material suporte. Para evitar possível colmatção precoce do meio poroso, o material suporte de preenchimento das unidades foi previamente peneirado e lavado (MATOS; MATOS, 2017). Foi também mantido um declive de 2% na direção do escoamento.

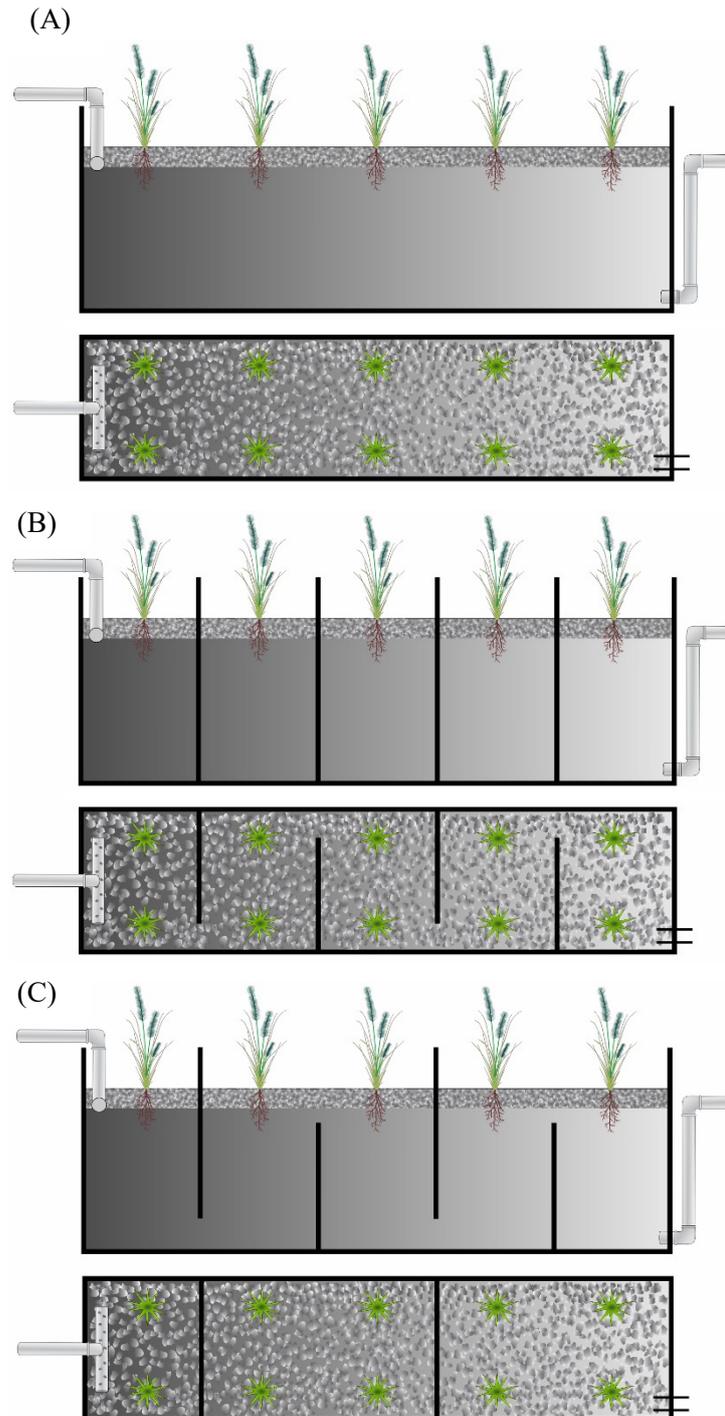
A espécie cultivada nos sistemas alagados foi *Pennisetum setaceum* (Capim-do-Texas), por se tratar de uma espécie ornamental, com potencial de comercialização das hastes de inflorescências, e que ainda não foi testada no tratamento de efluentes nesses sistemas. A densidade do plantio foi de 10 propágulos por SAC ou 10 propágulos por m^2 . Como fase de adaptação da vegetação, os sistemas foram inicialmente alimentados com água limpa por uma semana, e em seguida, alimentados com o efluente diluído em água (1:1) por três semanas.

Após adaptação das plantas, deu-se início ao monitoramento dos sistemas por nove meses, que foi de agosto de 2018 a maio de 2019. Vale ressaltar que a primeira fase abrangeu o segundo semestre letivo de 2018 na universidade, a segunda fase durante as férias escolares e a terceira fase os meses iniciais do primeiro semestre letivo de 2019.

Foram realizadas amostragens semanais do afluente e efluente dos sistemas. As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 500 mL e encaminhadas em caixas térmicas imediatamente para análise no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Lavras. Foram medidos potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura em medidor MS Tecnoyon (mPA210), sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV), por gravimetria (Método 2540 B), Demanda Química de Oxigênio (DQO) por refluxo fechado (Método 5220 C), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (Método 4500 N C) e Fósforo Total (PT) (Método 4500-P E), todas as metodologias seguiram o padrão APHA; AWWA; WEF (AMERICAN PUBLIC HEALTH

ASSOCIATION, 2005). Os dados foram submetidos ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido de comparações múltiplas utilizando o programa Statistica 10 em nível de significância de 95%.

Figura 2 - Sistemas alagados construídos: convencional (A), com chicanas horizontais (B), com chicanas verticais (C).



Fonte: Da autora (2019).

No fim de cada fase, realizaram-se cortes, aos 120, 208 e 271 dias após início do monitoramento, para avaliação da produção de matéria seca, teor de água e extração de nutrientes pelo capim, no início e final dos SACs. As amostras foram colocadas em sacos de papel e levadas à estufa sob temperatura de 65 °C, com circulação de ar, até atingir massa constante. Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho de faca, passadas em peneira (1 mm) e armazenadas para posterior realização de análise nutricional. Foram quantificados os teores dos macronutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) segundo metodologia proposta por Silva (2009) no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA.

3 RESULTADOS

O uso de bombas dosadoras na aplicação da vazão e seu controle diário por meio de medição direta, fez com que fossem obtidas vazões médias semelhantes e sem grandes oscilações para os SACs durante todo o período de monitoramento, e conseqüentemente o TDH também permaneceu semelhante para todas as unidades. O controle da vazão foi essencial para o controle de arraste de sólidos e biofilme bacteriano formado nos interstícios do material suporte. A vazão média foi igual a 183 L d⁻¹ e o TDH igual a 1,36 dia. Cui et al. (2015) encontraram maiores eficiências nos sistemas com TDH de 2 dias, seguido da avaliação com TDH de 3 dias e menores eficiência quando o TDH foi de 1 dia.

Na Tabela 4, são apresentadas as taxas de aplicação superficial, com base na demanda química orgânica (DQO), observadas para os três sistemas alagados. Mesmo após retirar o UASB, etapa de tratamento secundário do efluente na fase III, não foi verificado diferença significativa entres os valores de TAS nas fases I e III, ambas durante período de aulas na universidade. Foi verificado, porém, diferença significativa ($p < 0,05$) na TAS dessas duas fases em relação a fase II. Durante a fase II foram observados valores menores, já que durante período de férias as atividades no campus são reduzidas, havendo menor circulação de pessoas e menor produção de efluentes.

Tabela 4 - Taxas de aplicação superficial média dos sistemas alagados nas diferentes fases.

Fases	TAS _{DQO}		
	SAC A	SAC B	SAC C
I	367aA	366aA	368aA
II	141aB	141aB	142aB
III	502aA	501aA	504aA

Fonte: Da autora (2019).

TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de matéria orgânica, com base na demanda química de oxigênio (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO); As médias seguidas da mesma letra, minúscula nas linhas e maiúsculas nas colunas, não diferem à 5% de probabilidade.

No Anexo, são apresentadas as variações das concentrações afluente e efluentes de diferentes variáveis, ao longo do monitoramento, separadas por reatores. Além das remoções médias separadas por fase experimental. Como pode ser observado, as concentrações dos poluentes no afluente sofreram grandes variações ao longo do tempo. Essa variação é decorrente da alimentação contínua de efluente sanitário proveniente da universidade com variações na produção conforme atividades desenvolvidas no campus, com destaque na

variação das características e volume de efluente entre período com ministração de aulas e férias.

Na Tabela 5, são apresentados os valores médios e desvio padrão das variáveis temperatura, pH, DQO, ST, STF, STV, PT, NTK, nitrito e nitrato obtidos no afluente e efluentes de cada sistema nas três fases de operação. Em relação à temperatura, durante a fase II foram observados valores maiores que nas outras fases. O que pode estar relacionado à maior incidência de luz solar nesse período, durante os meses de verão, promovendo um aumento na temperatura do líquido.

Os valores de pH se encontraram dentro da faixa considerada ideal para ocorrência da degradação da matéria orgânica, entre 6,0 e 9,0 (N/A METCALF & EDDY, 2003). Além disso, nota-se uma redução nos valores médios de pH nos efluentes dos sistemas em relação ao afluente nas fases I e III, sendo a redução maior na fase III, quando a carga orgânica aplicada também foi maior, e, como consequência, houve um aumento de degradação deste material. Tendo um predomínio da degradação por vias anaeróbias, têm-se um aumento na produção de ácidos no meio e consequente redução do pH. Na fase II, quando a carga orgânica aplicada foi menor, essa redução no pH não foi observada.

Para todas as outras variáveis, foram observadas reduções nas concentrações efluentes em relação ao afluente. A DQO apresentou valores médios menores na entrada durante a fase II e maiores nas fases I e III. Porém, estiveram próximos de outros trabalhos utilizando também efluente proveniente de campus universitário (AALAM; KHALIL, 2019; CUI et al., 2015). As concentrações de ST, STF e STV, também seguiram mesmo comportamento, apresentando valores maiores na entrada nas fases I e III em relação a fase II, com valores médios dentro da faixa de concentração típica para esgotos sanitários (VON SPERLING, 2014). Para os nutrientes PT e NTK, as concentrações médias observadas em todas as fases estiveram abaixo de valores encontrados na literatura. Cui et al. (2015), por exemplo, avaliando esgoto sanitário proveniente de universidade na China, encontraram concentrações médias iguais a 145,2 e 12,72 mg L⁻¹ de nitrogênio e fósforo, respectivamente. Porém, esses nutrientes, além do nitrito e nitrato, também apresentaram valores médios dentro da faixa de concentração típica para efluentes sanitários (VON SPERLING, 2014).

Tabela 5 - Valores médios e desvio padrão das variáveis temperatura, pH, DQO, ST, STF, STV, PT, NTK, nitrito e nitrato obtidos no afluente e efluentes de cada sistema nas três fases de operação.

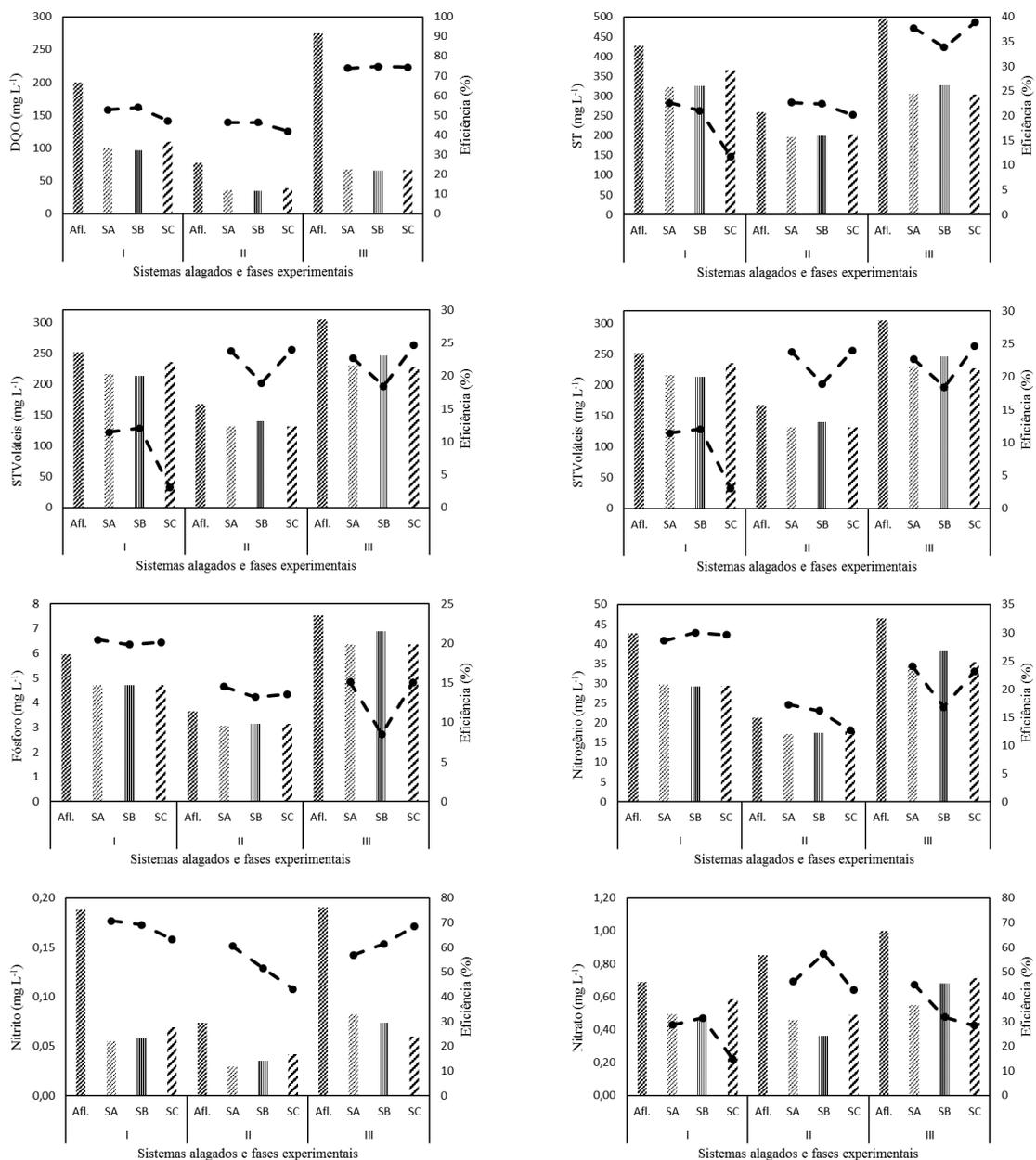
Pontos	T	pH	DQO	ST	STF	STV	PT	NTK	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
FASE I										
Afluente	21,4±1,7	7,3±0,1	200,5±66,0	426,9±98,1	175,1±62,0	251,8±65,6	6,0±1,4	42,7±9,6	0,19±0,06	0,7±0,3
SAC A	20,9±1,8	7,1±0,1	99,7±56,9	322,5±61	108,9±37,7	216,5±50,5	4,7±1,5	29,8±8,2	0,05±0,02	0,5±0,3
SAC B	20,8±1,8	7,1±0,1	96,2±54,3	326,2±57,1	116,8±38,7	213,0±46,4	4,7±1,8	29,2±8,0	0,06±0,02	0,5±0,3
SAC C	20,9±1,8	7,1±0,1	109,6±58,7	366,0±81,1	126,7±36,4	235,7±67,1	4,7±1,6	29,4±8,7	0,07±0,03	0,6±0,3
FASE II										
Afluente	23,5±0,9	7,3±0,1	77,2±29,2	259,1±61,7	95,2±38,3	167,9±43,7	3,6±0,9	21,3±6,0	0,07±0,03	0,9±0,2
SAC A	23,5±0,8	7,3±0,1	35,8±10,3	196,4±55,6	65,5±22,7	131,1±45,0	3,1±1,0	17,2±5,3	0,03±0,01	0,5±0,3
SAC B	23,3±0,8	7,3±0,1	34,4±8,6	199,2±67,4	61,6±26,6	140,2±52,4	3,1±1,0	17,5±5,8	0,04±0,01	0,4±0,3
SAC C	23,5±0,9	7,2±0,1	38,3±9,6	202,5±54,0	70,2±26,9	131,3±43,4	3,1±1,0	18,1±5,4	0,04±0,01	0,5±0,3
FASE III										
Afluente	22,1±1,3	7,5±0,1	274,7±53,4	469,7±73,3	194,8±30,6	305,0±45,8	7,5±1,3	46,5±6,2	0,19±0,04	1,0±0,4
SAC A	21,0±1,2	7,1±0,1	67,3±13,6	306,0±64,9	76,0±24,9	230,2±56,9	6,4±2,1	35,0±11,5	0,08±0,01	0,6±0,4
SAC B	20,9±1,2	7,2±0,1	65,7±12,4	327,0±61,0	84,2±17,3	245,9±49,9	6,9±1,7	38,4±8,4	0,07±0,01	0,7±0,3
SAC C	20,9±1,3	7,1±0,1	66,2±15,0	304,2±78,8	79,2±27,1	226,7±60,0	6,4±2,2	35,4±12,9	0,06±0,02	0,7±0,3

Fonte: Da autora (2019).

T - Temperatura (°C); DQO - demanda química de oxigênio; ST - sólidos totais; STF - sólidos totais fixos; STV - sólidos totais voláteis; PT - fósforo total; NTK - nitrogênio total kjeldahl; NO₂⁻ - Nitrito; e NO₃⁻ - Nitrato, em mg L⁻¹.

Na Figura 3, as concentrações médias, das diferentes variáveis avaliadas neste trabalho, são apresentadas em gráficos junto da variação das eficiências de cada sistema dentro de cada fase. Foi observado que houve variação nas eficiências de remoção entre as fases e entre os sistemas. Porém, foram verificadas diferenças significativas ($p < 0,05$) somente para as variáveis DQO e STF. Para as outras variáveis, não foram observadas diferenças tanto entre os sistemas dentro de cada fase, quanto entre as fases (TABELA 6).

Figura 3 - Representação gráfica das médias das concentrações e eficiências de remoção de diferentes variáveis observadas para o afluente e efluente dos sistemas alagados nas três fases de operação.



Afl.- Afluente; SA - SAC A; SB - SAC B; SC - SAC C.

Fonte: Da autora (2019).

Tabela 6 - Valores médios de remoção (%) de DQO, ST, STF, STV, PT, NTK, nitrito e nitrato obtidos em cada sistema nas três fases de operação.

Fases	SAC A	SAC B	SAC C	SAC A	SAC B	SAC C
	DQO (mg L ⁻¹)			PT (mg L ⁻¹)		
I	53aB	54aB	47aB	20aA	20aA	20aA
II	46aB	46aB	42aB	15aA	13aA	14aA
III	74aA	75aA	74aA	15aA	9aA	15aA
ST (mg L ⁻¹)			NTK (mg L ⁻¹)			
I	23aA	21aA	12aA	29aA	30aA	30aA
II	23aA	22aA	20aA	17aA	16aA	13aA
III	38aA	34aA	39aA	24aA	17aA	23aA
STF (mg L ⁻¹)			NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)			
I	37aAB	32aA	22aB	71aA	69aA	63aA
II	26aB	31aA	21aB	60aA	52aA	43aA
III	62aA	57aA	61aA	57aA	61aA	69aA
STV (mg L ⁻¹)			NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)			
I	11aA	12aA	3aA	29aA	31aA	15aA
II	24aA	19aA	24aA	46aA	57aA	43aA
III	23aA	18aA	25aA	45aA	32aA	28aA

Fonte: Da autora (2019).

DQO - demanda química de oxigênio; ST - sólidos totais; STF - sólidos totais fixos; STV - sólidos totais voláteis; PT - fósforo total; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; NO₂⁻ - Nitrito; e NO₃⁻ - Nitrato. As médias seguidas da mesma letra, minúscula nas linhas e maiúsculas nas colunas, não diferem à 5% de probabilidade.

Em relação à remoção de DQO, verifica-se remoção satisfatória em todos os SACs em todas as fases. Na fase III, quando a TAS aplicada foi a maior, as eficiências médias de remoção foram significativamente maiores que nas fases I e II ($p < 0,05$). Tal fato pode estar relacionado ao melhor desenvolvimento do biofilme de microrganismos nos interstícios do material suporte na última fase, permitindo maior degradação da matéria orgânica. As eficiências de remoção apresentadas pelos SACs na fase III foram maiores que as encontradas em outros trabalhos também avaliando sistemas convencionais sem chicanas e sistemas com chicanas horizontais e verticais. Em sistema convencional, Aalam e Khalil (2019), Cui et al. (2015) e Tee et al. (2012) encontraram eficiências de 62%, 59% e 50%, respectivamente. Para os sistemas com chicanas horizontais, Aalam e Khalil (2019) e Cui et al. (2015) encontraram eficiências de 72% e 61%, respectivamente. Nos sistemas com chicanas verticais foram observadas eficiências de 60% (CUI et al., 2015) e 59% (TEE et al., 2012). Aalam e Khalil (2019), porém, encontraram eficiências maiores, apresentando média de 77%.

Comparando-se as remoções entre os SACs, não foram observadas diferenças significativas no presente estudo, diferente do observado em outros trabalhos. Nos trabalhos de Aalam e Khalil (2019), em sistemas alagados com chicanas tratando efluente sanitário

também proveniente de campus universitário, encontraram que o sistema alagado com chicanas verticais apresentou melhor eficiência de remoção de DQO quando comparado ao sistema com chicanas horizontais e ao convencional. Cui et al. (2015) também observaram resultado semelhante, quando foi utilizado TDH de 2 dias. Lehl et al. (2016) também alcançaram eficiências elevadas de remoção de DQO (98%) em sistema com chicanas verticais, o que foi atribuído ao longo caminho percorrido pelo efluente dentro do material suporte do reator permitindo a elevada degradação dos poluentes. A diferença de desempenho entre os reatores com chicanas e sem chicanas, não observada no presente trabalho, pode estar ligada ao baixo TDH aplicado neste estudo.

As eficiências de remoção de ST, STF e STV também foram satisfatórias, apresentando aumento na remoção ao longo do tempo de experimentação. Com destaque na remoção de STF, em que a fase III apresentou remoção significativa maior ($p < 0,05$) nos SACs A e C. Comparado os três sistemas não foi verificado diferença significativa dentro das fases ($p > 0,05$). Aalam e Khalil (2019) encontraram eficiências de remoção de ST iguais a 80%, 76% e 69% para SACs com chicanas verticais, horizontais e convencionais, respectivamente.

Para as eficiências de remoção de PT, observa-se uma maior eficiência na fase I, seguida de menores eficiências nas fases II e III. As remoções de PT observadas no presente trabalho, foram menores que as observadas por outros autores. Aalam e Khalil (2019) encontraram eficiências acima de 50% e Cui et al. (2015) acima de 80% para sistemas com e sem introdução de chicanas. Autores recomendam o uso de sistemas híbridos, para obter maiores eficiências de remoção de fósforo. Cui et al. (2015) encontraram que o sistema alagado híbrido, o qual possuía escoamento horizontal e vertical combinado, apresentou maior remoção de fósforo, quando comparado aos sistemas com apenas escoamento horizontal ou vertical. Tal remoção foi atribuída, pelos autores, à filtração do elemento nas regiões de escoamento vertical e à sedimentação deste nas regiões de escoamento horizontal.

Assim como o PT, a remoção de NTK também foi maior nos períodos iniciais de monitoramento, porém, sem apresentar diferença significativa entre as fases e entre os sistemas ($p > 0,05$). As menores eficiências de remoção verificadas na fase II podem estar relacionadas com a menor carga orgânica aplicada nos sistemas, o que reduz a ocorrência de processos de desnitrificação. Em sistemas alagados de escoamento horizontal, a remoção de nitrogênio se dá, principalmente, pela nitrificação, em regiões aeróbias, e desnitrificação, em regiões anaeróbias. Processos de volatilização, adsorção e absorção pelas plantas exercem pouca influência na sua remoção (LEHL et al., 2016). Mesmo assim, sistemas plantados

apresentam maior eficiência de remoção de nitrogênio que sistemas não plantados, como observado por Tee et al. (2012).

Aalam e Khalil (2019) e Cui et al. (2015) observaram maiores eficiências de remoção de NTK em sistemas com chicanas verticais, seguido de sistemas com chicanas horizontais e convencionais sem chicanas. Aalam e Khalil (2019) encontraram eficiências de remoção iguais a 66%, 60% e 54%, e Cui et al. (2015) iguais a 55%, 33% e 32% para sistemas com chicanas verticais, horizontais e sem chicanas, respectivamente. Ainda, Cui et al. (2015), encontraram que o sistema com chicanas verticais apresentou melhor eficiência de remoção de nitrogênio quando o TDH utilizado foi de 1 dia. De acordo com os autores, nesse sistema as camadas superiores apresentaram condições aeróbias, favoráveis à nitrificação, e as camadas inferiores, condições anaeróbias, favoráveis à desnitrificação.

Em relação ao nitrogênio nas formas de NO_2^- e NO_3^- , para todos os reatores em todas as fases, notam-se maiores eficiências de remoção de NO_2^- em relação ao NO_3^- . Na Tabela 4 pode-se perceber que as concentrações de nitrito e nitrato afluente aos SACs foi maior que os efluentes. Na entrada pode ter ocorrido turbulência ou difusão de oxigênio para dentro da caixa durante o manuseio da mesma, o que favoreceu maior concentração nesse ponto. Na saída, porém, os valores foram menores, o que se considera ser decorrente de um predomínio de áreas anaeróbias no sistema, favorecendo a ocorrência da desnitrificação do nitrato a N_2 , resultando sua redução. Conforme Lehl et al. (2016), as condições anaeróbias dentro dos reatores são necessárias para a remoção de nitrato, de forma a garantir a conversão do nitrato a nitrogênio gasoso, durante os processos de desnitrificação.

Já em estudo avaliando a remoção de NO_2^- e NO_3^- ao longo de sistemas alagados, Lehl et al. (2016) verificaram maior concentração de nitrogênio na forma de nitrato no fim do reator, em relação ao início e menor concentração de nitrogênio amoniacal no final comparado ao início do reator, comprovando a ocorrência de nitrificação e desnitrificação em sistema com chicanas verticais. Além disso, os autores verificaram maiores concentrações de nitrato no fim do reator, quando foi utilizada a aeração artificial do sistema. Verificando ainda que, a remoção de nitrato foi maior no início, quando prevaleceram condições anaeróbias.

Thalla et al. (2019) avaliaram um SAC-EHSS plantado com *Pennisetum pedicellatum* e *Cyperus rotundus* e verificaram eficiências médias de remoção de 60%, 69% e 85% para DQO, NO_3^- e PT, respectivamente. Como material suporte, os autores utilizaram substratos em diferentes gravimetrias.

Calheiros et al. (2015) utilizaram um SAC convencional de escoamento horizontal sub-superficial plantado com diferentes espécies de plantas ornamentais (*Canna*

flaccida, *Zantedeschia aethiopica*, *Canna indica*, *Agapanthus africanus* e *Watsonia borbonica*) no tratamento de efluente de uma pousada, e observaram média de remoção de DQO, nitrito, nitrato e PT de 90%, 80%, 85% e 65%, respectivamente.

Leiva et al. (2018) também avaliando sistemas com espécies ornamentais, sendo um monocultura, plantado com *Cyperus papiros*, e outro policultura, combinando *Cyperus papyrus* e *Zantedeschia aethiopica*, de escoamento horizontal subsuperficial, encontraram eficiências de remoção de DQO, NT e PT acima 60%, 38% e 25%, respectivamente.

Angassa et al. (2018) compararam o uso das espécies *Vetiveria zizanioides* e *Phragmites karka* em SAC-EHSS com um mesmo sistema não plantado e encontraram que o *V. zizanioides* apresentou o melhor desempenho, com eficiências médias de remoção iguais a 92,3%, 86,7%, 83,4% e 81,3% para Sólidos suspensos totais (SST), PT, NH_4^+ e NO_3^- , respectivamente. Enquanto que para *P. karka* e o sistema não plantado, as eficiências de remoção de SST, PT, NH_4^+ e NO_3^- foram iguais a 91,3%, 85,6%, 86,0% e 81,8%, no primeiro, e 78,0%, 67,6%, 61,0% e 55,5%, no segundo.

As plantas exercem papel importante no tratamento do efluente, assume-se que elas contribuem na eficiência de remoção devido a rizosfera, que aumenta a densidade e atividade microbiana na superfície radicular, promovendo um ambiente aeróbico por meio da liberação de oxigênio pelas raízes (LEHL et al., 2016). Ainda, Tee et al. (2012) verificaram que as taxas de liberação de oxigênio pelas plantas são influenciadas pela intensidade de luz solar, quanto maior a intensidade de luz, maiores quantidades de oxigênio são liberadas. Sandoval-Herazo et al. (2018) avaliaram sistemas não plantados e plantados com diferentes espécies e verificaram que o sistema controle, não plantado, apresentou eficiências de remoção significativamente menores comparado aos sistemas plantados.

Para comparar a produtividade de matéria seca nos diferentes cortes, foi feito o cálculo da produtividade diária, já que cada corte compreendeu períodos diferentes em dias. Além disso, foi calculada a produtividade para 120 dias para fins de comparação com outros trabalhos. Na Tabela 6, são apresentados os valores de produtividade de matéria seca, em $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ e em kg m^{-2} para 120 dias do Capim-do-Texas nos três cortes, nos três sistemas alagados, durante a condução experimental. Verificou-se que o SAC-C, com chicanas verticais, apresentou maior produtividade nos cortes I e II ($p < 0,05$). Os resultados corroboram com o observado por Cui et al. (2015) que, em sistema com chicanas verticais, também apresentou maior quantidade de biomassa, comparado aos sistemas com chicanas horizontais e sem chicanas. De acordo com os autores, a razão exata pela maior produtividade ainda é desconhecida, porém uma possível explicação pode estar relacionada a uma maior

concentração de oxigênio neste sistema, fornecendo condições favoráveis para o crescimento das plantas.

Comparando os três cortes, não foi observada diferença significativa entre nenhum dos sistemas ($p>0,05$), porém, observou-se uma produtividade no segundo corte pouco superior à obtida nos outros cortes, nos três sistemas. Tal fato pode estar relacionado à maior incidência de sol no experimento durante esse período, e consequente aumento da temperatura do ar, já que este compreendeu os meses de dezembro de 2018 a fevereiro de 2019.

Tabela 7 - Valores de produtividade de matéria seca em $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ e em kg m^{-2} para 60 dias do Capim do Texas nos três cortes durante a condução experimental.

	SAC A	SAC B	SAC C	SAC A	SAC B	SAC C
	(kg ha ⁻¹ d ⁻¹)			Cálculo para 120 dias (kg m ⁻²)		
I	10,58bA	31,00bA	62,08aA	0,13	0,37	0,75
II	29,14bA	36,31bA	96,72aA	0,35	0,44	1,16
III	14,97aA	27,57aA	49,98aA	0,18	0,33	0,60

Fonte: Da autora (2019).

As médias seguidas da mesma letra, minúscula nas linhas e maiúsculas nas colunas, não diferem à 5% de probabilidade.

Barco e Borin (2017) avaliaram a produção de *Phragmites australis* em SAC-EHSS tratando efluente doméstico e encontraram produtividade de matéria seca de $3,9\pm 2,2 \text{ kg m}^{-2}$, em um período de quatro meses. Caselles-Osorio et al. (2017), também durante avaliação de quatro meses, encontraram produtividade de matéria seca igual a $5,0\pm 0,16 \text{ kg m}^{-2}$ para a espécie *Cyperus articulatus*. López, Sepúlveda e Vidal (2016) encontraram produtividade para *Phragmites australis* e *Schoenoplectus californicus* iguais a $1,782 \text{ kg m}^{-2}$ e $0,385 \text{ kg m}^{-2}$, respectivamente.

Na Tabela 8, são apresentados os valores de produção de matéria fresca e verde separados pelas amostras do início e final do comprimento dos sistemas. Foi observada maior produção nos pontos iniciais dos sistemas, próximo à entrada, em relação ao final, próximo da saída do efluente. Leiva et al. (2018) encontraram resultados diferentes, em sistema plantado com *Cyperus papyrus*. Os autores verificaram maior produção de biomassa e densidade nas regiões próximas à da saída do sistema em relação às da entrada.

As concentrações de nitrogênio e fósforo na parte aérea do capim variaram pouco entre as amostras coletadas no início e final do comprimento dessas unidades (Tabela 8). Apresentando valores entre 16,79 a 21,82 g kg⁻¹ e 15,84 a 23,55 g kg⁻¹ de nitrogênio e 2,64 a

3,30 g kg⁻¹ e 2,07 a 2,82 g kg⁻¹ de fósforo para as amostras coletadas do início e no final dos sistemas, respectivamente.

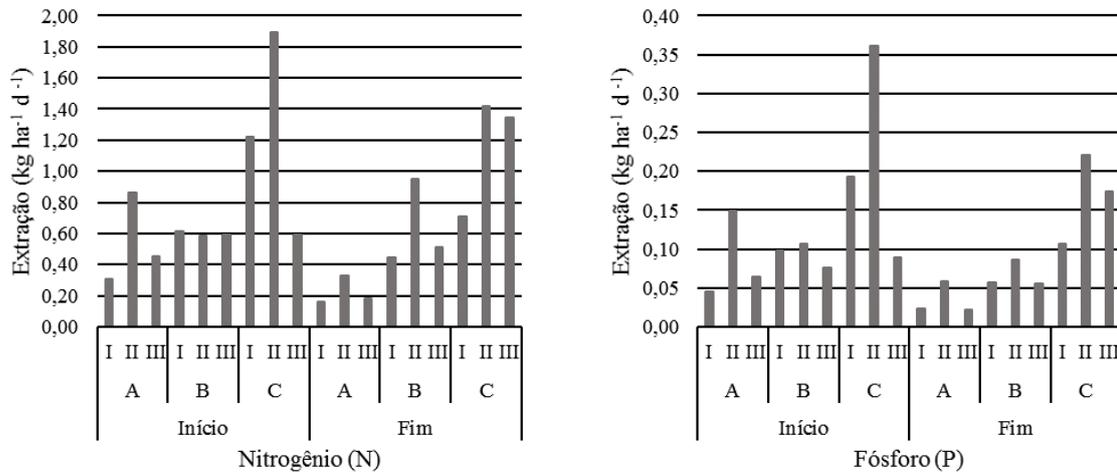
Tabela 8 - Valores de produção de matéria verde, matéria seca, umidade e teor médio de nitrogênio (N) e fósforo (P) na parte aérea do Capim do Texas nos pontos de início e fim do comprimento dos sistemas durante a condução experimental.

Fases	Sistemas		Mat. Fresca (kg)	Mat. Seca (kg)	Teor		
					Água (%)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)
I	SAC A	Início	0,30	0,08	75	19,56	2,87
		Fim	0,13	0,04	67	18,79	2,69
	SAC B	Início	0,65	0,17	75	17,83	2,86
		Fim	0,43	0,13	69	16,28	2,07
	SAC C	Início	1,41	0,35	75	16,79	2,64
		Fim	0,78	0,19	76	17,83	2,69
II	SAC A	Início	0,60	0,16	73	18,96	3,25
		Fim	0,20	0,07	64	15,84	2,82
	SAC B	Início	0,47	0,11	76	18,01	3,3
		Fim	0,43	0,14	67	23,55	2,14
	SAC C	Início	1,80	0,40	78	16,79	3,2
		Fim	1,07	0,31	71	15,93	2,47
III	SAC A	Início	0,22	0,06	73	19,13	2,69
		Fim	0,09	0,02	75	21,82	2,67
	SAC B	Início	0,28	0,07	76	21,82	2,8
		Fim	0,27	0,06	76	20,26	2,22
	SAC C	Início	0,28	0,07	74	20,26	3,04
		Fim	0,70	0,17	75	19,74	2,55

Fonte: Da autora (2019).

Para calcular a capacidade de extração do Capim-do-Texas, foi calculada a extração diária de N e P no início e fim do comprimento dos sistemas, com base na produção de biomassa produzida (Figura 4). Comparando a extração de nutrientes entre os três sistemas, nota-se que, apesar do SAC-C apresentar extração de N e P pouco maior que os outros sistemas, devido a sua maior produtividade de biomassa, não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$) tanto entre os sistemas quanto entre as amostras localizadas no início e final do comprimento (TABELA 9).

Figura 4 - Valores de extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos pontos iniciais e finais do comprimento dos sistemas alagados obtidos nos três cortes.



I, II e III – Fases I, II e III; A – efluente SAC A; B – efluente SAC B; C – efluente SAC C.

Fonte: Da autora (2019).

Tabela 9 - Valores médios de extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos pontos iniciais e finais dos sistemas alagados obtidos durante a realização do experimento.

		N (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	Cálculo para 120 dias	
				N (g m ⁻²)	P (g m ⁻²)
SAC A	Início	198,16	31,34	6,51	1,03
	Fim	81,77	12,63	2,69	0,42
SAC B	Início	217,34	34,17	7,15	1,12
	Fim	232,30	24,25	7,64	0,80
SAC C	Início	451,83	78,22	14,85	2,57
	Fim	422,41	60,90	13,89	2,00

Fonte: Da autora (2019).

Leiva et al. (2018) encontraram concentrações médias de N e P iguais a 18,7 g kg⁻¹ e 3,08 g kg⁻¹, respectivamente, para *Izantedeschia aethiopica*, e concentrações variando de 21,8 a 25,1 g kg⁻¹ e 3,3 a 3,8 g kg⁻¹ de N e P, respectivamente, para *Cyperus papyrus*. Costa et al. (2015) utilizaram *Thypha latifolia* no tratamento de efluente secundário em SAC-EHSS e verificaram concentração média de N e P na parte aérea igual a 24,1 g kg⁻¹ e 4,4 g kg⁻¹, respectivamente, e extração média igual a 726 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N e 105 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P.

Angassa et al. (2019) avaliaram a capacidade da espécie *Phragmites karka* na extração de N e P em SAC-EHSS e encontraram concentração máxima igual 78,8 g kg⁻¹ e 21,6 g kg⁻¹ de N e P, respectivamente, e extração igual a 2014,7g m⁻² de N e 550,4 g m⁻² de P. Em período de quatro meses de avaliação, Barco e Borin (2017) observaram extração de N e P iguais a 62,4±35,6 g m⁻² de N e 4,6±2,6 g m⁻² de P, utilizando *Phragmites australis*. Também avaliando *Phragmites australis*, além de *Schoenoplectus californicus*, López, Sepúlveda e

Vidal (2016) encontraram extração de N e P iguais a $7,52 \text{ g m}^{-2}$ de N e $0,83 \text{ g m}^{-2}$ de P para a primeira, e $11,39 \text{ g m}^{-2}$ de N e $0,23 \text{ g m}^{-2}$ de P para a segunda espécie.

Ademais, o estudo mostrou que os sistemas alagados apresentam funções além da promoção do tratamento de efluentes, como a melhoria da estética do ambiente com a boa produtividade de espécies ornamentais. São sistemas que requerem baixa necessidade de manutenção, de fácil operação e baixo custo e que apresentam boas remoções de contaminantes. Dessa forma, o uso desses sistemas deve ser considerado como uma estratégia para incorporar em um plano de tratamento de efluentes para casas individuais e comunidades localizadas em áreas afastadas que não são contemplados com a coleta e tratamento de esgoto, e onde os recursos são reduzidos.

4 CONCLUSÃO

A vazão média para os três sistemas durante as três fases de operação foi igual a 183 L d⁻¹ e o TDH igual a 1,36 dia. Durante a fase II, foi verificado TAS significativamente menor que nas fases I e III, estas que não apresentaram diferenças entre si.

As concentrações dos poluentes no afluente sofreram grandes variações ao longo do tempo. Esta variação é decorrente da alimentação contínua de efluente sanitário proveniente da universidade com variações na produção conforme atividades desenvolvidas no campus.

Os valores de pH se encontraram dentro da faixa considerada ideal para ocorrência da degradação da matéria orgânica, entre 6,0 e 9,0.

Os SACs-EHSS apresentaram boas eficiências de remoção de DQO, ST, STV, STF, PT, NT, NO₂⁻ e NO₃⁻. Foi verificado variação nas eficiências de remoção entre as fases e entre os sistemas. Porém, entre as fases foram verificadas diferenças significativas ($p < 0,05$) somente para as variáveis DQO e STF. Para as outras variáveis, não foram observadas diferenças tanto entre os sistemas dentro de cada fase, quanto entre as fases. Não foi verificada diferença significativa entre os sistemas com chicanas horizontais, com chicanas verticais e sem chicanas.

A produtividade de matéria seca e capacidade extratora de nutrientes do Capim do Texas foram satisfatórias, porém menores que os valores encontrados na literatura para outras espécies.

REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: a case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, New York, v. 54, n. 12, p. 1245–1253, 2019.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 8 p.
- ANGASSA, K. et al. Evaluation of pilot-scale constructed wetlands with phragmites karka for phytoremediation of municipal wastewater and biomass production in Ethiopia. **Environmental Processes**, Cambridge, v. 6, p. 65–84, 2019.
- ANGASSA, K. et al. Organic matter and nutrient removal performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with phragmite karka and *Vetiveria zizanioides* for Treating Municipal Wastewater. **Environmental Processes**, Cambridge, v. 5, p. 115–130, 2018.
- BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 107, p. 160–171, Oct. 2017.
- BURGOS, V. et al. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 99, p. 246–255, Feb. 2017.
- CALHEIROS, C. S. C. et al. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 79, p. 1–7, June 2015.
- CASELLES-OSORIO, A. et al. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 99, p. 479–485, Feb. 2017.
- COSTA, J. F. et al. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. **Water Science & Technology**, Oxford, v. 71, n. 7, p. 1004–1011, Apr. 2015.
- CUI, L. et al. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 153, p. 33–39, Apr. 2015.
- 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**, Amsterdam, v. 99, p. 496–503, Feb. 2017.
- LEHL, H. K. et al. Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water**

Treatment, Hopkinton, v. 57, n. 60, p. 29160–2916, June 2016.

LEIVA, A. M. et al. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 120, p. 116–125, Sept. 2018.

LÓPEZ, D.; SEPÚLVEDA, M.; VIDAL, G. Phragmites australis and Schoenoplectus californicus in constructed wetlands: development and nutrient uptake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Temuco, v. 16, n. 3, p. 763–777, Sept. 2016.

MARÍN-MUNIZ, J. L. et al. Influence of different porous media and ornamental vegetation on wastewater pollutant removal in vertical subsurface flow wetland microcosms. **Environmental Engineering Science**, Monticello, v. 35, n. 2, p. 88–94, June 2018.

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

N/A METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

RAHLAO, S. J. et al. Performance of invasive alien fountain grass (*Pennisetum setaceum*) along a climatic gradient through three South African biomes. **South African Journal of Botany**, Pretória, v. 91, p. 43–48, Mar. 2014.

RODRÍGUEZ-CABALLERO, G. et al. Striking alterations in the soil bacterial community structure and functioning of the biological N cycle induced by *Pennisetum setaceum* invasion in a semiarid environment. **Soil Biology & Biochemistry**, London, v. 109, p. 176–187, June 2017.

ROMAHN, V. **Grande Enciclopédia Natureza de Plantas para jardim**. São Paulo: Ed. Europa, 2017. 128 p.

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**, San Diego, v. 10, n. 5, p. 1594, May 2018.

SILVA, F. C. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

TEE, H. et al. Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. **Bioresource Technology**, Barking, v. 104, p. 235–242, Jan. 2012.

THALLA, A. K. et al. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. **Applied Water Science**, London, v. 9, p. 147, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014. 470 p.

ANEXO

Figura 1 - Variação nos valores de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e pH observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.

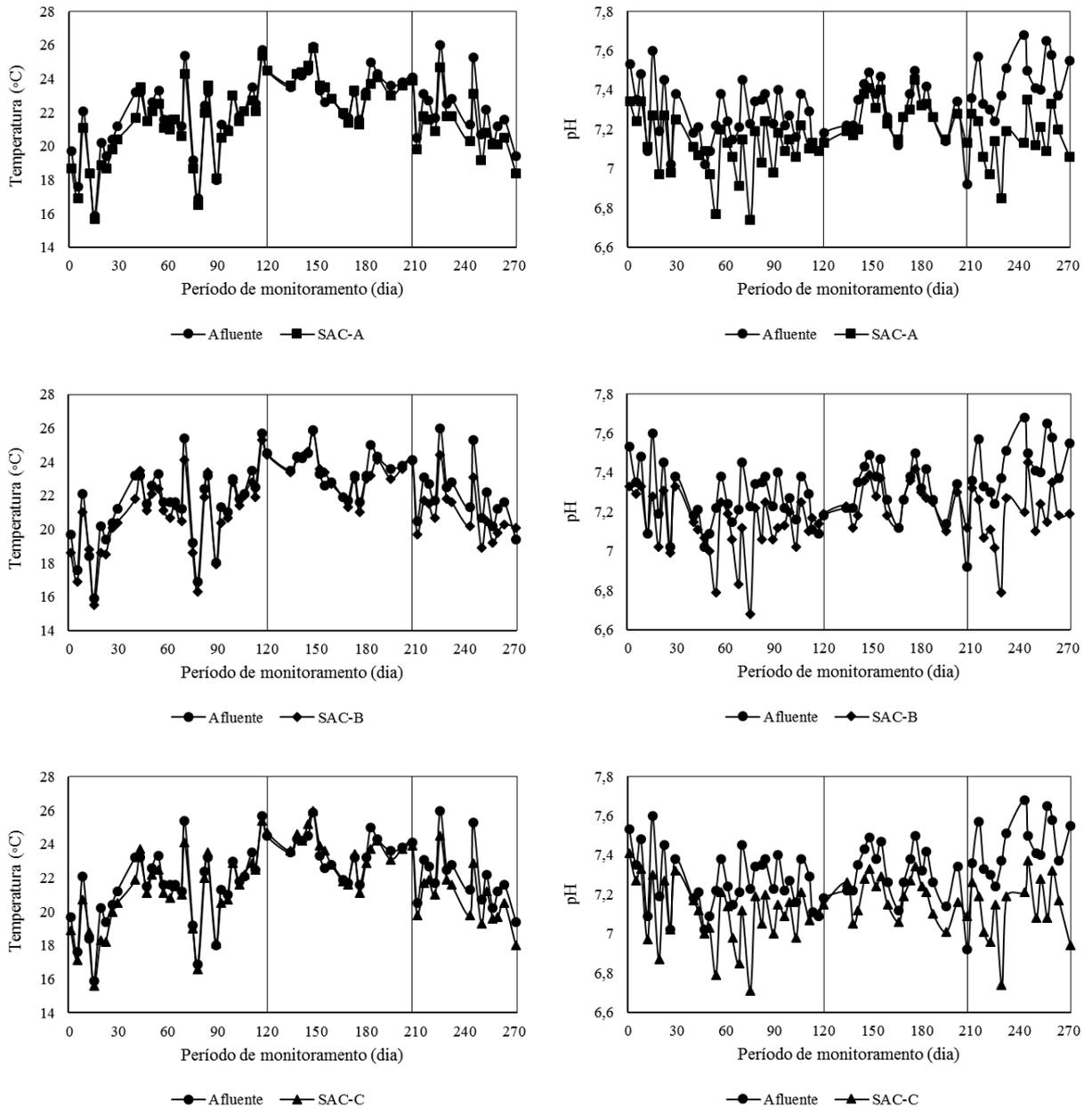


Figura 2 - Variação das concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Totais (ST) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.

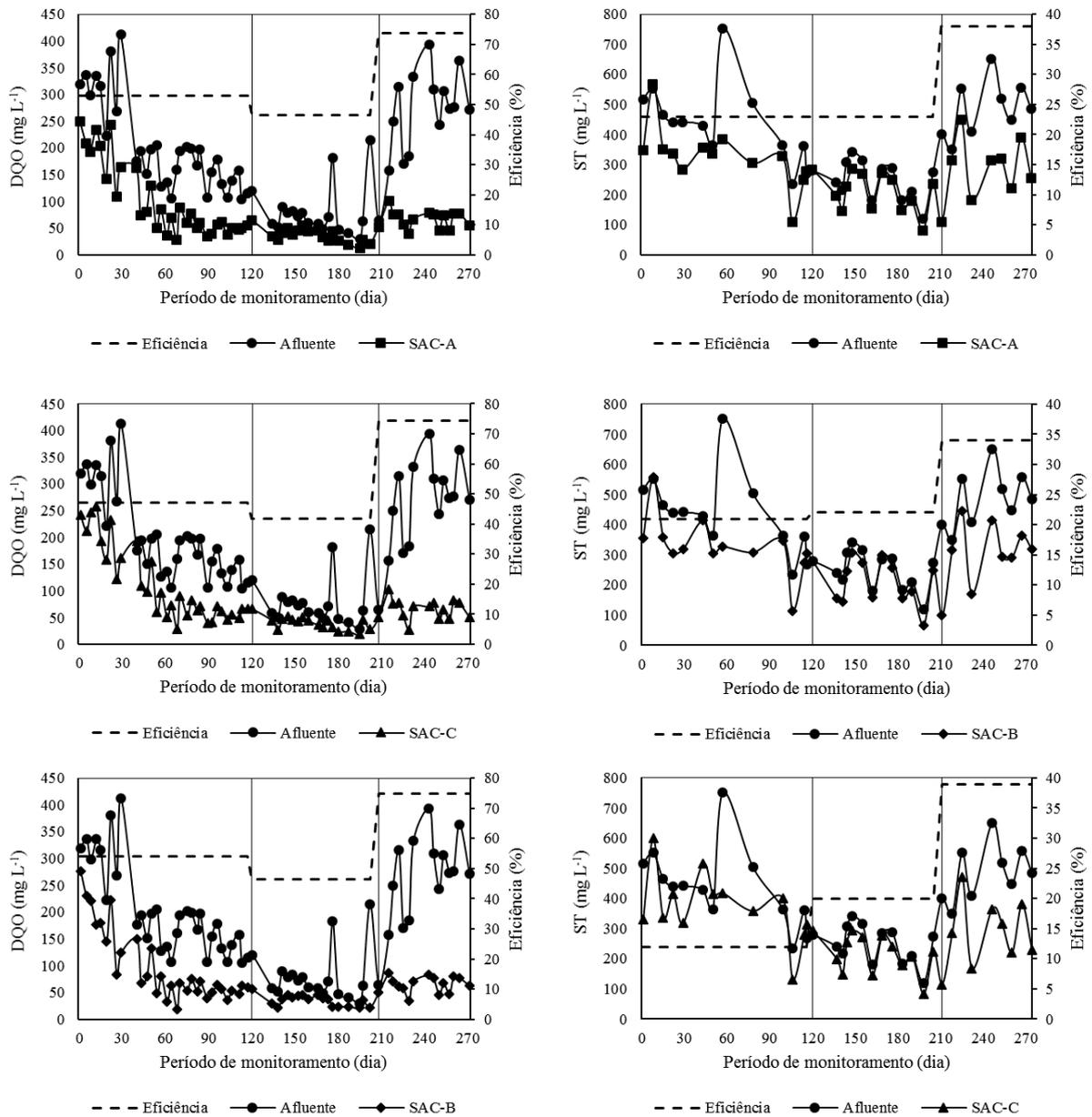


Figura 3 - Variação das concentrações de Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.

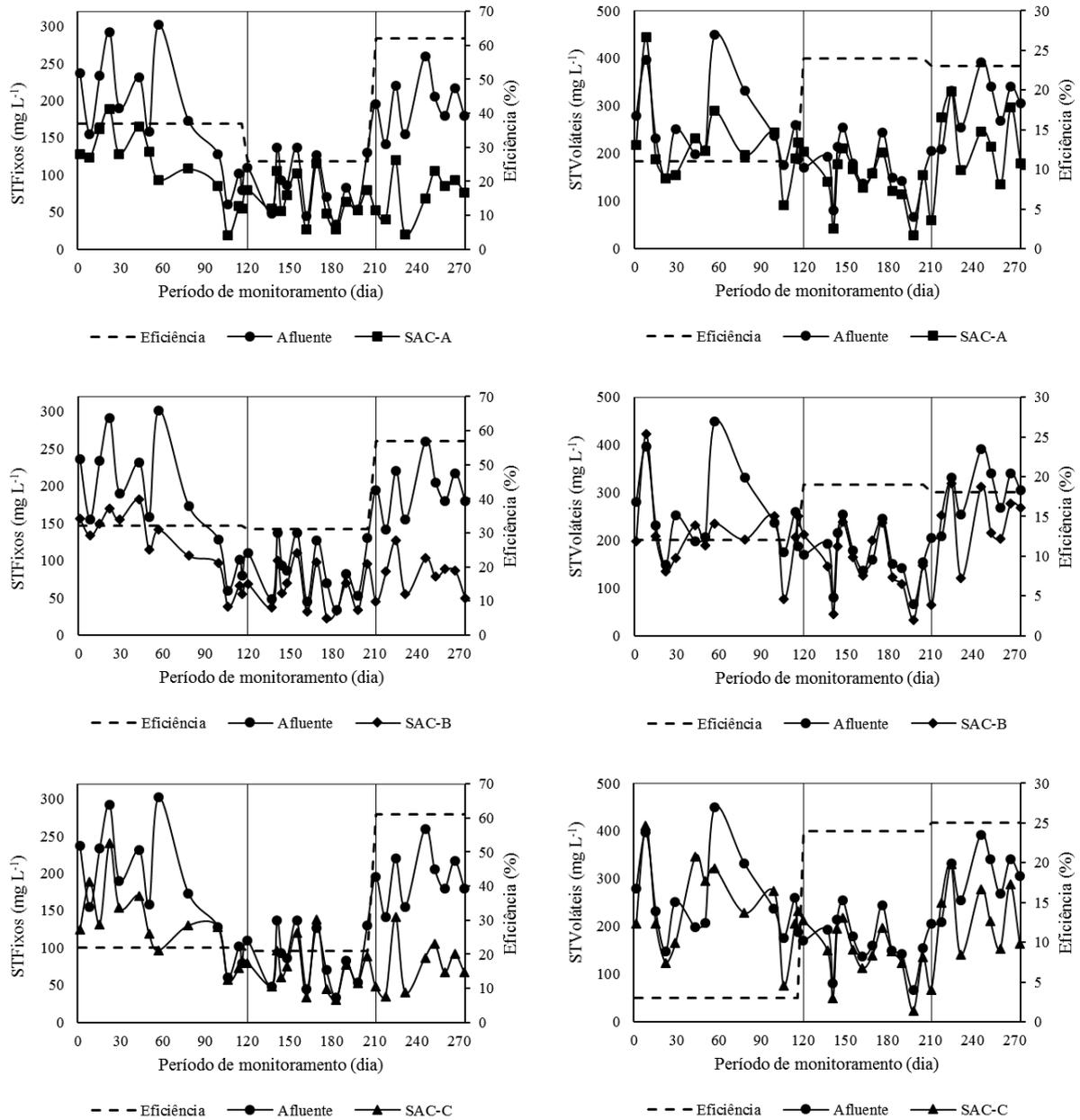


Figura 4 - Variação das concentrações de Fósforo Total (PT) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.

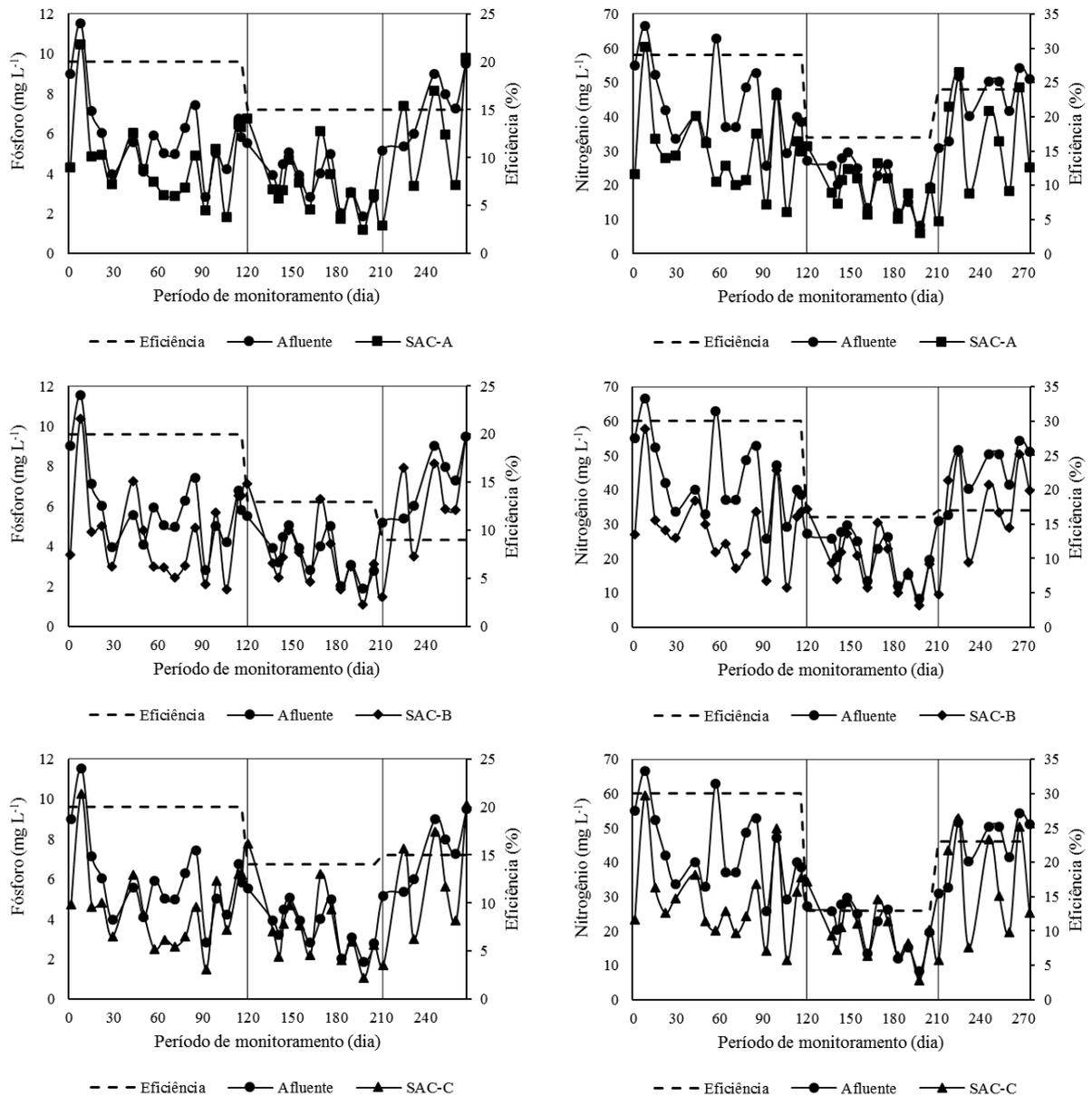
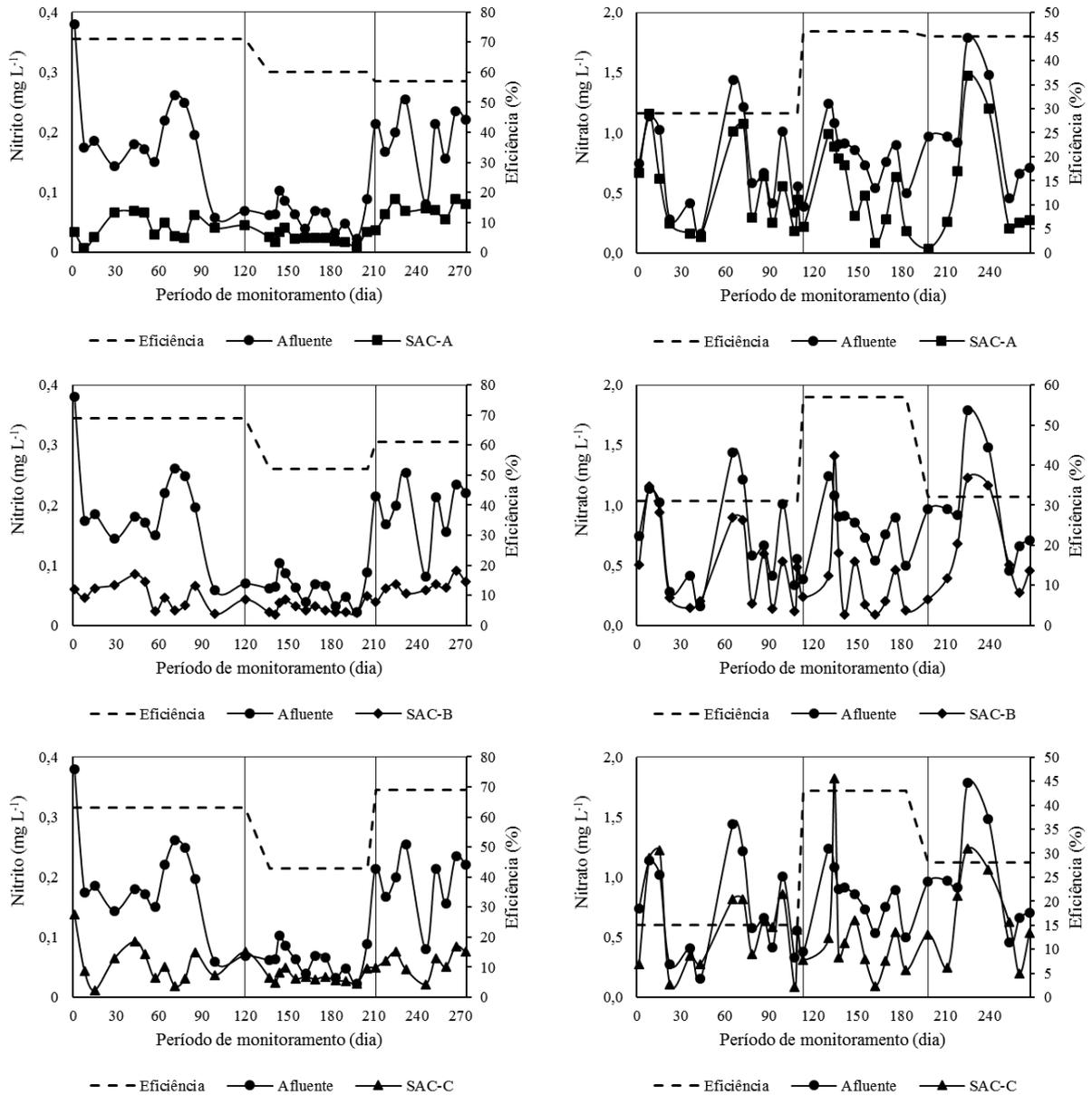


Figura 5 - Variação das concentrações de Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-) observadas no afluente e efluente dos SACs separados por fase de operação.



CAPÍTULO 4 REMOÇÃO DE MICROCONTAMINANTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM CAPIM-DO-TEXAS E COM DIFERENTES DISPOSIÇÕES DE CHICANAS

RESUMO

O lançamento de efluentes nos corpos d'água contendo microcontaminantes apresenta riscos à biota aquática e aos seres humanos. Considerando que estes poluentes orgânicos não são removidos durante o tratamento convencional de esgoto e muitas das tecnologias utilizadas para a sua remoção são de alto custo, se faz necessário a avaliação de formas alternativas e viáveis para a remoção desses. Com isso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial de Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) cultivados com Capim-do-Texas (*Pennisetum setaceum*) e com diferentes disposições de chicanas na remoção de diferentes microcontaminantes de efluente sanitário proveniente de campus universitário. Os SACs-EHSS foram construídos em fibra de vidro com três configurações diferentes: o SAC-A sem divisórias internas; o SAC-B com divisórias internas fixadas nas laterais; e o SAC-C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito. Foram selecionados 12 contaminantes, dentre fármacos e desreguladores endócrinos para avaliação neste trabalho: ibuprofeno (IBU), paracetamol (PAR), 4-octilfenol (4OC), cafeína (CAF), 4-nonilfenol (4NP), naproxeno (NPX), bisfenol-a (BPA), diclofenaco (DCF), estrona (E1), estradiol (E2), etinilestradiol (EE2) e estriol (E3). Para quantificação dos microcontaminantes foi realizada a etapa de pré-concentração em cartucho Strata SAX e determinação dos compostos por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-MS), passando por etapa prévia de derivatização. Dentre os doze microcontaminantes avaliados, os desreguladores endócrinos 4-NP e EE2 não foram identificados em nenhuma das amostras coletadas. No afluente, as concentrações médias nas três fases variaram de 87,3 a 2559,2 ng L⁻¹ para os fármacos, de 584,6 a 1658,3 ng L⁻¹ para cafeína, e de 49,1 a 584 ng L⁻¹ para os desreguladores endócrinos. Os três sistemas alagados, com diferentes disposições de chicanas, foram eficientes na remoção dos poluentes orgânicos avaliados. A cafeína foi o contaminante que apresentou a maior remoção, seguido dos fármacos, e por último os desreguladores endócrinos. Considerando os riscos trazidos pela presença desses contaminantes em águas residuárias, os resultados obtidos neste trabalho representam importante contribuição para o estudo da remoção de microcontaminantes em SACs-EHSS.

Palavras-chave: Micropoluentes orgânicos. Wetlands construídos. Desreguladores endócrinos.

ABSTRACT

The discharge of wastewater into water bodies containing microcontaminants presents risks to aquatic biota and humans. Considering that these organic pollutants are not removed during conventional sewage treatment and many of the technologies used for their removal are expensive, it is necessary to evaluate alternative technologies to remove them. Thus, the present study aimed to evaluate the potential of Horizontal Subsurface Constructed Wetlands (HSS-CW) cultivated with *Pennisetum setaceum* and different arrangements of baffles inside in the removal of microcontaminants from wastewater from a university campus. HSS-CW were made of fiberglass with three different configurations, being CW-A without baffles; CW-B with baffles fixed to the sides; and the CW-C with baffles fixed above and below the reactor. It was chosen twelve contaminants from endocrine drugs and disrupters for evaluation: ibuprofen (IBU), acetaminophen (PAR), 4-octylphenol (4OC), caffeine (CAF), 4-nonylphenol (4NP), naproxen (NPX), bisphenol-a (BPA), diclofenac (DCF), estrone (E1), estradiol (E2), ethinyl estradiol (EE2) and estriol (E3). To quantify the microcontaminants, it was performed a pre-concentration using Strata SAX cartridge. The compounds were determined by gas chromatography coupled with mass spectrometry (GC-MS), with derivatization step before the previously. Among the twelve microcontaminants evaluated, the endocrine disrupters 4-NP and EE2 were not identified in any of the samples. The influent concentrations in the three phases ranged from 87.3 to 2559.2 ng L⁻¹ for pharmaceuticals, 584.6 to 1658.3 ng L⁻¹ for caffeine, and 49.1 to 584 ng L⁻¹ for endocrine disruptors. All three constructed wetlands with different baffle arrangements were efficient in removing the organic pollutants evaluated. Caffeine stimulant being the contaminant that presented the highest removal, followed by pharmaceuticals, and endocrine disruptors. Considering the risks related to the presence of these contaminants in wastewater, the results from this work represents an important step for studies related with the microcontaminants removal in HSS-CW.

Keywords: Organic Micropollutants. Constructed wetlands. Endocrine disruptors.

1 INTRODUÇÃO

A deficiência no tratamento de efluentes, com destaque em países em desenvolvimento, contribui com a contaminação das águas, pois em grande parte, o esgoto é lançado diretamente em corpos hídricos sem receber nenhum tratamento. O lançamento de efluentes não tratados, além de carrear compostos orgânicos e inorgânicos, microrganismos patogênicos, apresentam ainda, microcontaminantes orgânicos, incluindo fármacos, produtos de higiene pessoal, produtos químicos industriais, pesticidas e muitos outros (LUO et al., 2014). Essas substâncias são poluentes orgânicos de origem antropogênica, que são constantemente descartados no meio ambiente nas atividades do dia-a-dia, disposição de resíduos, lançamentos acidentais, entre outras causas (PAPAEVANGELOU et al., 2016).

Ademais, essas substâncias têm recebido maior atenção recentemente, já que durante o tratamento convencional de água e esgoto, os microcontaminantes não são completamente removidos (ÁVILA et al., 2015; CARRANZA-DIAZ et al., 2014; CHU et al., 2017), sendo lançados em águas superficiais em concentrações residuais (ng L^{-1} ou também $\mu\text{g L}^{-1}$) (PAPAEVANGELOU et al., 2016). Dessa forma, além do esgoto bruto, o efluente tratado também contribui com a contaminação das águas quando lançados no meio ambiente (GARCIA et al., 2013).

Como esses poluentes apresentam baixa a moderada biodegradabilidade no meio ambiente, sua permanência no meio é maior, implicando em maior impacto sobre os organismos aquáticos (LIMA et al., 2017). Sua persistência no ambiente também faz com que estas substâncias estejam presentes na água coletada para abastecimento pelas cidades à jusante do ponto de lançamento de esgoto. Além disso, levando em consideração que as Estações de Tratamento de Água também não são dimensionadas para a remoção de microcontaminantes, estes estarão presentes na água distribuída para consumo, o que tem gerado preocupação em relação aos impactos na saúde pública, já que pouco se sabe sobre os efeitos em longo prazo do consumo de água contaminada por microcontaminantes, mesmo que em baixas concentrações (LIMA et al., 2014).

Em estudos conduzidos sob esse foco, foi verificada a presença dessas substâncias não somente em urina de humanos (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015; KIM et al., 2014), mas também em diferentes matrizes ambientais, como em águas marinhas (SALGUEIRO-GONZÁLEZ et al., 2019; VILELA; BASSIN; PEIXOTO, 2018; WILKINSON et al., 2018); e em águas superficiais (LIU et al., 2018).

Dentre os microcontaminantes já verificados por diferentes estudos em amostras de água ou esgoto, destacam-se alguns fármacos e desreguladores endócrinos, tais como: ibuprofeno, paracetamol, 4-octilfenol, cafeína, 4-nonilfenol, naproxeno, bisfenol-a, diclofenaco, estrona, estradiol, etinilestradiol e estriol (AYMERICH et al., 2016; CHAU et al., 2018; LIMA et al., 2017; LUO et al., 2014; MADIKIZELA; CHIMUKA, 2017; MATAMOROS et al., 2015; OMAR et al., 2016; RIVERA-JAIMES et al., 2018; RYU et al., 2014; YAO et al., 2017).

Os hospitais são os responsáveis pela maior contribuição no lançamento de fármacos no meio ambiente (LUO et al., 2014). Naproxeno, ibuprofeno, diclofenaco, paracetamol e o estimulante cafeína são exemplos de alguns desses compostos que são encontrados em amostras de água e esgoto. O naproxeno, ibuprofeno, e diclofenaco fazem parte do grupo de anti-inflamatórios, largamente utilizados no tratamento de artrite reumatoide dentre outras aplicações (MADIKIZELA; CHIMUKA, 2017; NAM et al., 2015). O paracetamol é um medicamento usualmente prescrito como analgésico e antitérmico (YANYAN et al., 2018). Já a cafeína é um estimulante que, além de estar presente em analgésicos e suplementos, também é encontrada em maiores concentrações em bebidas como café, chás e achocolatados (GRACIA-LOR et al., 2017).

Os desreguladores endócrinos (DEs) foram definidos pela Agência Nacional de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA-Environmental Protection Agency) como compostos capazes de interferir na síntese, secreção, transporte, bloqueio ou eliminação de hormônios naturais do corpo humano, responsáveis pela manutenção das funções normais do corpo, reprodução, desenvolvimento e comportamento (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015; KABIR; RAHMAN; RAHMAN, 2015).

Diferentes substâncias podem apresentar capacidade de desregulação endócrina, como por exemplo, hormônios estrógenos (estriol, estrona, 17β -estradiol e 17α -etinilestradiol), além de alquilfenóis (nonilfenol e octilfenol) e produtos químicos industriais (bisfenol-A).

Os estrógenos podem ter origem natural ou sintética. Dos naturais, destacam-se o 17β -estradiol e seus principais metabólitos, estrona, estriol, presentes na urina humana e de animais. Já os sintéticos, como a 17α -etinilestradiol, de origem em contraceptivos, são liberados no esgoto pela urina humana. Como relatado em estudo realizado por Kim et al. (2014), no qual os autores verificaram expressiva quantidade de hormônios em amostras de urina de adultos.

Os alquilfenóis são surfactantes não iônicos usados em grande variedade de produtos para uso doméstico e industrial e suas aplicações são inúmeras, estando presentes na

formulação de pesticidas, na produção de petróleo, em produtos de limpeza, na produção de papel e plástico (PONTELLI; NUNES; OLIVEIRA, 2016). O Nonilfenol e Octilfenol são produtos da sua degradação com propriedades ainda mais tóxicas que a substância de origem, apresentando potencial de agir sobre os receptores estrogênicos (GAO et al., 2017).

O bisfenol-A (BPA), um exemplo de produto químico industrial encontrado no meio ambiente também com capacidade de desregulação endócrina, é um monômero sintético utilizado na produção de policarbonatos e um dos produtos mais utilizados em nível mundial, entrando em grande parte na constituição do plástico de garrafas de água mineral (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015).

É de conhecimento que os microcontaminantes, quando lançados nos cursos d'água, têm efeitos de genotoxicidade, desregulação endócrina e aumento da resistência de bactérias patogênicas, características que os enquadram no grupo de microcontaminantes emergentes (LIMA et al., 2014). Fármacos, como o diclofenaco, por exemplo, podem causar efeitos ao ser humano como o desenvolvimento de tumores na tireoide (NAM et al., 2015).

Estudos relatam que estes compostos têm o potencial de causar efeitos adversos nos seres humanos e na vida selvagem, como a feminização dos peixes, a redução da reprodutividade em algumas espécies, defeitos congênitos e desenvolvimento de anormalidades físicas (BELHAJ et al., 2015; CUNHA et al., 2017). Como observado em trabalhos com animais que verificaram que a exposição à desreguladores endócrinos reduziu as taxas de reprodução em comunidades de caracóis (ABDEL-WARETH; SAYED, 2019) além de afetar o desenvolvimento cardiovascular em peixes (SAPUTRA et al., 2016).

Em seres humanos, uma diversidade de trabalhos mostra que diferentes efeitos na saúde e o desenvolvimento de doenças estão relacionadas com a exposição a estas substâncias. Como a puberdade precoce em meninas (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015), a síndrome do ovário policístico (TAKEUCHI et al., 2004), o câncer de mama (MURRAY et al., 2007), o hipotireoidismo (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015) e a obesidade (COSTA et al., 2014). Especificamente em homens têm destaque a infertilidade, alterações na genitália, hiperplasia e câncer de próstata (CASTRO-CORREIA; FONTOURA, 2015; MEEKER et al., 2010).

Considerando os riscos à saúde humana e ao ambiente aquático com o lançamento de microcontaminantes nos cursos d'água, estudos têm sido conduzidos de forma a avaliar o potencial de tecnologias convencionais na remoção de microcontaminantes de água e esgoto sanitário. Mesmo realizando remoção considerável de microcontaminantes, o tratamento convencional de esgoto sanitário ainda não alcança a remoção satisfatória desses compostos,

sendo necessário o investimento em formas de remoção mais eficientes (BELHAJ et al., 2015; LIMA et al., 2017; PESSOA et al., 2014; RYU et al., 2014).

Na literatura, são reportados diferentes processos utilizados para remoção dessas substâncias, variando do uso de adsorventes convencionais e modificados até processos de oxidação avançada, como o uso de grafeno (NAM et al., 2015); carvão ativado (BHADRA; SEO; JHUNG, 2016; MACHADO et al., 2015); tratamento ultrassônico (CHU et al., 2017); e oxidação avançada (MOREIRA et al., 2015; SERNA-GALVIS et al., 2016; SILVA et al., 2014).

Entretanto, mesmo estando essas tecnologias disponíveis, muitas delas apresentam custos elevados de operação e manutenção, o que as tornam inviáveis para implementação em pequenas comunidades ou onde os recursos são escassos (ÁVILA et al., 2015). Com isso, há a necessidade do desenvolvimento de formas de tratamento de águas residuárias que contenham essas substâncias, que sejam economicamente viáveis e ambientalmente corretas.

Os SACs-EHSS, por ser uma forma de tratamento natural, com baixos custos de operação e manutenção, simples operação e baixo impacto ambiental (PAPAEVANGELOU et al., 2016) têm sido vistos como sistemas com potencial de serem utilizados na remoção desses microcontaminantes (LI et al., 2014). A configuração de um SAC pode variar, de acordo com a forma de escoamento da água residuária em tratamento. Dentro os tipos existentes, citam-se os de escoamento superficial (SAC-ES), escoamento vertical (SAC-EV) e horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) (DAI et al., 2017). Além disso, o SAC é um sistema de tratamento plantado, sendo possível o uso de diferentes espécies vegetais, como macrófitas aquáticas flutuantes, macrófitas submersas e macrófitas enraizadas com parte aérea emersa.

Os mecanismos de remoção em SACs ainda são em grande parte desconhecidos, porém, os fatores chave relacionados ao desempenho destes sistemas estão, geralmente, relacionados ao tipo de sistema, às diferentes condições redox do meio, à rica comunidade microbiana, ao tempo de detenção hidráulica, às espécies vegetais utilizadas, ao substrato e à temperatura (DAI et al., 2016).

Pesquisas relatam, ainda, que os mecanismos de remoção de microcontaminantes, em SAC-EV e SAC-EHSS, envolvem biodegradação sobre as condições aeróbias e anaeróbias, pela adsorção no biofilme formado no substrato, além de fotodegradação pela exposição à luz solar (ÁVILA et al., 2015; PAPAEVANGELOU et al., 2016).

Diferentes trabalhos têm sido conduzidos na avaliação do potencial dos SACs-EHSS na remoção de diferentes microcontaminantes, como dos desreguladores endócrinos (DAI et al., 2016, 2017; PAPAEVANGELOU et al., 2016; TORO-VÉLEZ et al., 2016; VYMAZAL;

BŘEZINOVÁ; KOŽELUH, 2015); e fármacos (ÁVILA et al., 2015; CARRANZA-DIAZ et al., 2014; HIJOSA-VALSERO et al., 2016; RÜHMLAND et al., 2015).

Sabe-se que as plantas em SACs-EHSS exercem influência positiva na remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, entretanto, o papel das plantas no decaimento de poluentes orgânicos é considerado complexo, podendo variar dependendo da espécie utilizada e das propriedades dos compostos (DAI et al., 2016). Diferentes espécies ornamentais já foram utilizadas e apresentaram papel importante na remoção destes compostos, como a *Heliconia psitacorum* (TORO-VÉLEZ et al., 2016), a *Canna indica* e o *Phragmites australis* (MACCI et al., 2015), a *Thypha latifolia*, a *Iris sibirica* e o *Zantedeschia aethiopica* (TEJEDA; TORRES-BOJORGES; ZURITA, 2017). Carranza-Diaz et al. (2014) avaliaram SAC-EHSS plantado com *Phragmites australis* e não plantado no tratamento de efluente doméstico. O SAC plantado apresentou maiores eficiências de remoção de microcontaminantes que o não plantado.

Toro-Vélez et al. (2016) realizaram bioensaios de desregulação endócrina em *Drosophila melanogaster* (moscas-das-frutas), com água residuária, após tratamento em diferentes SAC-EHSS plantados e não plantados e encontraram que o tratamento do efluente em sistema plantado com a espécie ornamental *Heliconia psitacorum* se mostrou eficiente na redução de efeitos adversos na primeira e segunda geração da espécie de moscas.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) cultivados com *Pennisetum setaceum* (Capim-do-Texas), contendo chicanas com diferentes disposições, na remoção de microcontaminantes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 44°59'W, altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

A água residuária aplicada nos SACs-EHSS foi o efluente da ETE-UFLA, após passar pelo tratamento preliminar (grades, Medidor Parshall e caixa de gordura) e por tratamento secundário em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) em escala experimental na primeira e segunda fases. Após verificar cargas orgânicas baixas na entrada dos SACs, na terceira fase foi retirada a etapa de tratamento nos reatores UASB, passando a ser aplicado, então, o efluente do tratamento preliminar. A estação recebe diariamente o esgoto sanitário proveniente de diversas atividades realizadas dentro da instituição, que incluem os gerados nos departamentos, pavilhões de aulas, laboratórios, restaurante universitário e hospital veterinário. Vale ressaltar que os resíduos químicos gerados, nos laboratórios da universidade, são recolhidos e tratados separadamente.

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características do esgoto utilizado no experimento.

T	pH	DQO	NTK	PT
		mg L ⁻¹		
22,1±1,6	7,3±0,1	182,4±83,8	36,4±11,9	5,4±1,6

Fonte: Da autora (2019).

T - Temperatura (°C); DQO - demanda química de oxigênio; NTK - nitrogênio total kjeldahl; PT - fósforo total.

O sistema de tratamento contou com três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), cada um com configurações internas específicas. Anterior aos SACs-EHSS foi instalada uma caixa para homogeneização do afluente, e este foi bombeado aos sistemas utilizando bombas dosadoras a solenoide da marca *ProMinent*®.

Os SACs-EHSS foram construídos em fibra de vidro, os quais possuem 2,0 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,7 m de altura. Os SACs-EHSS foram preenchidos com brita zero (diâmetro D60 = 7,0 mm) até a altura de 0,55 m, para obtenção do volume de vazios inicial médio de 0,494 m³ m⁻³, e nível d'água a 0,05 m abaixo do material suporte. Para

evitar possível colmatação precoce do meio poroso, o material suporte de preenchimento das unidades foi previamente peneirado e lavado (MATOS; MATOS, 2017).

Os SACs-EHSS foram construídos com três configurações diferentes: o SAC-A sem divisórias internas, tal como normalmente são construídos os SAC-EHSS convencionais; o SAC-B com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de uma lateral a outra, dentro do SAC-EHSS; e o SAC-C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SAC-EHSS, de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente, permitindo que esgoto escoe ora em ambiente estritamente anaeróbico (fundo do SAC), ora em ambiente aeróbio/anóxico (na superfície do SAC).

Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento.

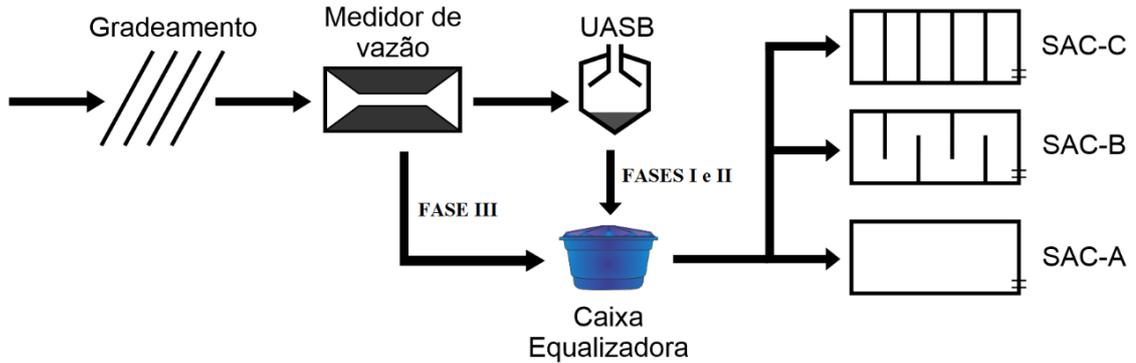
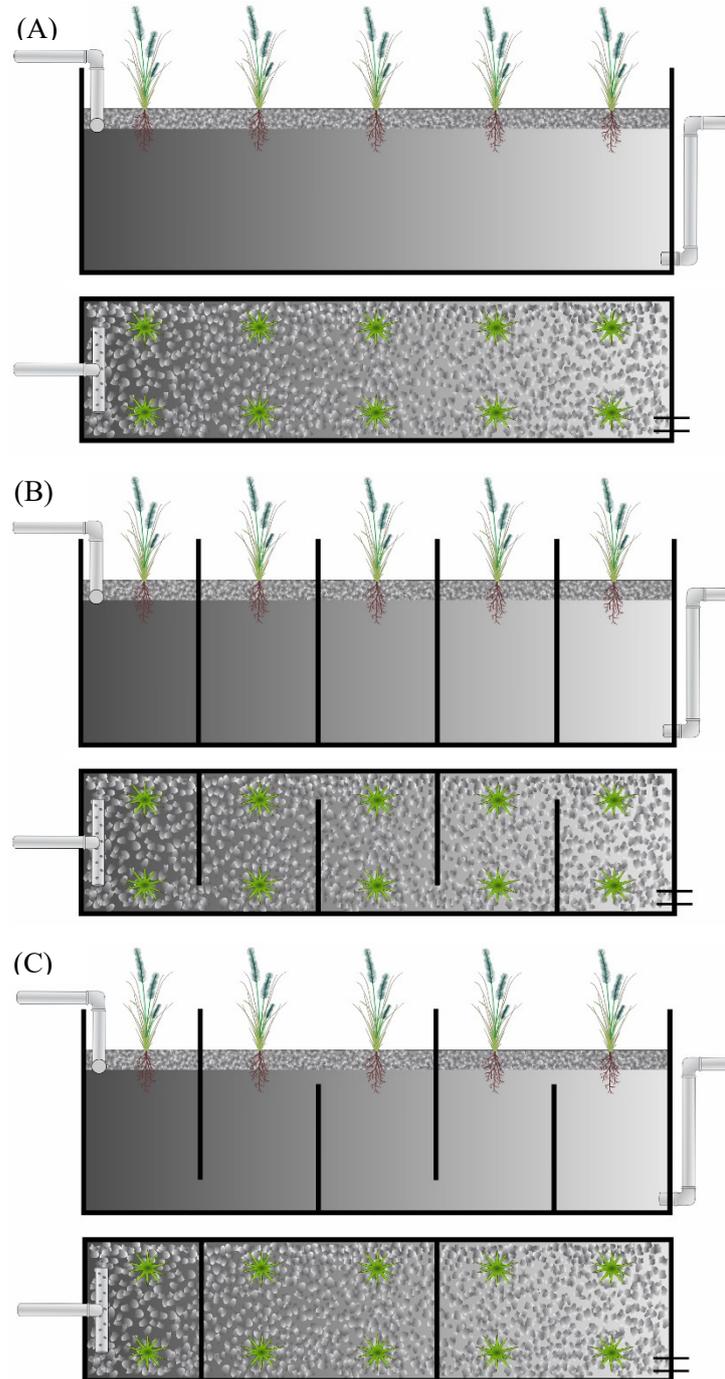


Figura 2 - Sistemas alagados construídos: convencional (A), com chicanas horizontais (B), com chicanas verticais (C).



Fonte: Da autora (2019).

A espécie cultivada nos sistemas alagados foi o *Pennisetum setaceum* (Capim-doTexas), por se tratar de uma espécie ornamental com potencial de comercialização das hastes de inflorescências, e que ainda não foi testada no tratamento de esgotos na remoção de microcontaminantes. A densidade do plantio foi de 10 propágulos por SAC ou 10 propágulos por m².

Foram selecionados 12 contaminantes, dentre fármacos e desreguladores endócrinos para avaliação neste trabalho: ibuprofeno (IBU), paracetamol (PAR), 4-octilfenol (4OC), cafeína (CAF), 4-nonilfenol (4NP), naproxeno (NPX), bisfenol-a (BPA), diclofenaco (DCF), estrona (E1), estradiol (E2), etinilestradiol (EE2) e estriol (E3).

A vazão foi monitorada frequentemente por medição direta do afluente e efluente ao sistema e as amostragens foram realizadas mensalmente, o monitoramento foi feito de novembro/2018 a Abril2019. A primeira e a segunda fase compreenderam o período que o sistema foi alimentado com efluente após passar por tratamento preliminar e secundário (reatores UASB), sendo a segunda fase durante período de férias na universidade. Na terceira fase, o sistema foi modificado para alimentação com efluente do tratamento preliminar, sem passar pelo tratamento biológico (reatores UASB). As amostragens da entrada e saídas dos SACs foram realizadas, considerando o tempo de detenção hidráulica (TDH) dos sistemas. As amostras foram coletadas em frascos âmbar de 1 L, preservadas com 10 mL de metanol e refrigeradas a 4 °C até o momento da extração.

Tabela 2 - Características operacionais nas diferentes fases de monitoramento.

Fases	Vazão (L d ⁻¹)	TDH	Tratamento anterior	Período de monitoramento	Meses	Atividades na universidade
I	183	1,36	com UASB	0 - 120 dias	23/Agosto - 21/Dezembro	Período letivo com ministração de aulas escolares
II	183	1,36	com UASB	121 - 208 dias	22/Dezembro - 19/Março	Férias dos estudantes
III	183	1,36	sem UASB	209 - 271 dias	20/Março - 21/Maio	Período letivo com ministração de aulas

Fonte: Da autora (2019).

Tempo de detenção hidráulica (TDH) em dia.

Para quantificação dos microcontaminantes foi realizado etapa de pré-concentração em cartucho Strata SAX e determinação dos compostos por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS), passando por etapa prévia de derivatização.

As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro de 0,47 µm seguido da extração em fase sólida (SPE) para concentração dos compostos de interesse. Para extração, foram utilizados cartuchos Strata SAX ® - 500 mg previamente condicionados em 10 mL de metanol e 10 mL de água ultrapura (QUEIROZ et al., 2014). Em um sistema SPE de baixo custo, foi passado 100 mL de amostra pelo cartucho mantendo-se o fluxo próximo de 5 mL minuto⁻¹. Em seguida, os cartuchos foram eluídos em 10 mL de acetato de etila e os extratos secos em fluxo de nitrogênio, sendo encaminhados para derivatização e análise

cromatográfica no Laboratório de Caracterização Molecular e Espectrometria de Massas da Universidade Federal de Ouro Preto (LCM/UFOP), conforme metodologia proposta e validada por Sanson (2012).

Após derivatização das amostras (BSTFA), estas foram analisadas utilizando o cromatógrafo gasoso acoplado a espectrômetro de massas GCMS-QP2010 plus, Shimadzu®. Foi utilizada a coluna ZB-5HT (30 m x 0,25 mm x 0,10 µm). Gás hélio de arraste foi mantido a uma vazão constante de 1,46 mL min⁻¹. A temperatura da coluna do cromatógrafo foi programada de 100 °C (tempo de equilíbrio inicial de 1 min) para 200 °C, seguindo uma rampa de 10 °C min⁻¹, 200-260 °C a 15 °C min⁻¹, 260-280 °C a 3 °C min⁻¹ e mantida a 280 °C por 1 min. A temperatura do capilar de transferência foi mantida a 280 °C e a fonte de ionização a 250 °C. O tempo total de análise de cada amostra foi de 22,67 min. A injeção de amostras foi de 1 µL em modo *splitless*.

O cálculo da concentração final dos compostos foi realizado considerando o fator de concentração (FC = 200) e fator de recuperação iguais a 24,9% para bisfenol A, 26,7% para diclofenaco, 35,4% para estradiol, 23,2% para etinilestradiol e 20% para os demais compostos, conforme metodologia apresentada por Queiroz (2011).

Na Tabela 3, estão apresentados os limites de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ) do método.

Tabela 3 - Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) dos fármacos e desreguladores endócrinos segundo o método analítico utilizado no presente trabalho.

Compostos	Limites do método (ng L ⁻¹)	
	LD	LQ
Ibuprofeno	0,28	0,94
Paracetamol	0,20	0,66
4-octilfenol	0,21	0,70
caféina	0,32	1,05
4-nonilfenol	0,10	0,34
Naproxeno	0,19	0,63
Bisfenol-A	0,03	0,11
Diclofenaco	0,28	0,94
Estrona	0,07	0,23
Estradiol	0,25	0,83
Etinilestradiol	0,39	1,32
Estriol	0,08	0,26

Fonte: Da autora (2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os doze microcontaminantes avaliados, os desreguladores endócrinos 4-NP e EE2 não foram identificados em nenhuma das amostras coletadas (Tabela 2). Dai et al. (2017) e Ávila et al. (2015) também não identificaram a presença de etinilestradiol em amostras de esgoto doméstico. Contudo, Dai et al. (2017) verificaram que, dentre os diferentes contaminantes avaliados, o poluente 4-NP apresentou maior concentração, apresentando sempre valores acima de 1220 ng L⁻¹. Papaevangelou et al. (2016), também avaliando a presença de 4-NP em efluente proveniente de campus universitário, verificaram concentrações variando de 0,098 a 0,506 µg L⁻¹.

Tabela 4 - Concentração de microcontaminantes (ng L⁻¹) nos diferentes pontos de monitoramento ao longo das três fases de operação dos sistemas.

Fase	Ponto de Coleta	Concentração de microcontaminantes (ng L ⁻¹)											
		CAF	IBU	PAR	NPX	DCF	4NP	4OC	BPA	E1	E2	EE2	E3
I	Afluente	1658,3	286,4	440,6	763,5	<LD	<LD	<LD	49,1	<LD	<LD	<LD	<LD
	UASB	481,0	288,8	322,7	899,6	126,1	<LD	12,0	81,2	<LD	<LD	<LD	<LD
	SACA	<LD	225,6	<LD	293,3	74,4	<LD	<LD	55,1	<LD	159,8	<LD	131,6
	SACB	64,7	209,0	<LD	309,7	80,8	<LD	23,6	46,1	<LD	<LD	<LD	<LD
	SACC	<LD	230,3	<LD	345,9	88,2	<LD	<LD	104,9	<LD	<LD	<LD	<LD
II	Afluente	<LD	636,2	211,1	213,9	87,3	<LD	<LD	185,7	<LD	<LD	<LD	<LD
	UASB	<LD	285,4	<LD	224,8	194,5	<LD	20,7	155,9	122,7	<LD	<LD	<LD
	SACA	<LD	288,1	<LD	222,9	167,9	<LD	<LD	181,0	74,9	<LD	<LD	282,5
	SACB	<LD	319,8	<LD	209,9	271,4	<LD	<LD	127,0	52,3	<LD	<LD	<LD
	SACC	<LD	311,4	<LD	215,3	377,9	<LD	<LD	162,4	<LD	<LD	<LD	<LD
III	Afluente	584,6	445,2	2559,2	637,0	99,0	<LD	582,7	15,4	<LD	<LD	<LD	<LD
	SACA	<LD	224,1	<LD	481,0	<LD	<LD	<LD	40,2	<LD	<LD	<LD	<LD
	SACB	<LD	189,3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	SACC	<LD	310,1	<LD	367,6	83,2	<LD	<LD	47,7	<LD	<LD	<LD	<LD

Fonte: Da autora (2019).

SACA (efluente ao SAC A); SACB (efluente ao SAC B); SACC (efluente ao SAC C); CAF: cafeína; IBU: ibuprofeno; PAR: paracetamol; NPX: naproxeno; DCF: diclofenaco; 4NP: 4-nonilfenol; 4OC: 4-octilfenol; BPA: bisfenol-A; E1: estrona; E2: estradiol; EE2: etinilestradiol; E3:estriol.

Conforme Dai et al. (2017), os precursores de 4-NP, como o nonilfenol etoxilado, podem ser convertidos a 4-NP sobre condições aeróbias a anaeróbias, sendo uma situação preocupante já que o 4-NP possui maior resistência à degradação e toxicidade que seus precursores. Tal fato não foi verificado, no presente trabalho, já que este poluente também não foi identificado na saída dos reatores.

Dentre os desreguladores endócrinos avaliados, o BPA foi o único composto identificado em todas as amostras de entrada do sistema, sendo o menor valor médio igual a $15,4 \text{ ng L}^{-1}$ e o maior valor médio igual $185,7 \text{ ng L}^{-1}$, valores abaixo dos verificados na literatura. Também avaliando efluente proveniente de campus universitário, Papaevangelou et al. (2016) encontraram concentrações variando de 322 a 783 ng L^{-1} para BPA. Em efluente doméstico, Dai et al. (2017) identificaram concentrações em torno de 1000 ng L^{-1} para BPA, enquanto Ávila et al. (2015) verificaram concentrações variando de 1400 a 5700 ng L^{-1} e Carranza-Díaz et al. (2014) concentrações variando de 500 a 1999 ng L^{-1} .

Apesar de não ter sido identificado nas primeiras fases de tratamento no afluente ao sistema, o 4-OC apresentou concentração de $582,7 \text{ ng L}^{-1}$ na última fase, no efluente após receber apenas tratamento preliminar. Além disso, o poluente em questão foi identificado nas amostras de saída do reator anaeróbio, nas fases I e II, indicando haver uma disponibilização desse composto orgânico dentro do reator, ou no lodo de inóculo.

Os hormônios não foram identificados na maioria das amostras, com destaque ao EE2 que não foi identificado em nenhuma das amostras de entradas e saídas. O E2 e E3 não foram identificados em nenhuma das amostras de entrada do sistema. No presente trabalho, a estrona foi o hormônio de maior frequência nas amostras. Tal situação também foi observada por Pessoa et al. (2014) em esgoto doméstico. Ademais, de acordo com Herrera-Melián et al. (2018), a estrona tende a apresentar maior resistência à biodegradação.

No presente trabalho, a estrona (E1) foi identificada durante a fase II na saída do reator anaeróbio e entradas dos SACs, apresentando concentração igual a $122,7 \text{ ng L}^{-1}$. Em esgoto doméstico, na República Tcheca, Vymazal, Březinová e Koželuh (2015) encontraram concentrações de estrona variando de 28,1 a $56,2 \text{ ng L}^{-1}$. Já Dai et al. (2017), encontraram concentrações de estrona menores em esgoto doméstico em Huizhou, no sul da China, com valores pouco abaixo de 3 ng L^{-1} .

Herrera-Melián et al. (2018), avaliando esgoto de campus universitário, na Espanha, encontraram concentrações iguais a 247 ng L^{-1} , 95 ng L^{-1} e 33 ng L^{-1} , para estradiol, estrona e estriol, respectivamente. Pessoa et al. (2014), avaliando as concentrações de diferentes estrógenos no afluente de cinco estações de tratamento de esgoto no Brasil, encontraram concentrações médias iguais a 566 ng L^{-1} , 143 ng L^{-1} e 421 ng L^{-1} para estrona, estradiol e etinilestradiol, respectivamente.

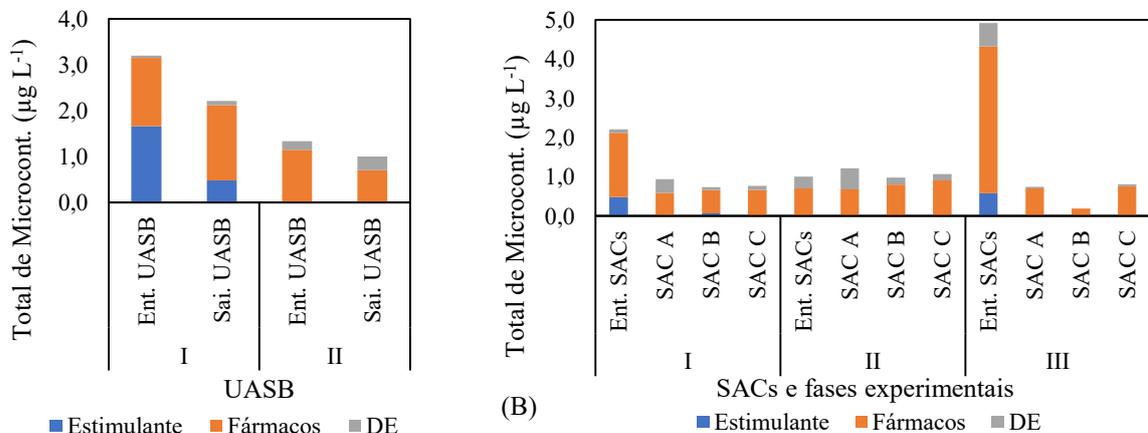
Em geral, as concentrações de fármacos e cafeína encontradas no esgoto sanitário utilizado no presente trabalho estiveram baixas em relação aos valores reportados na literatura. É importante destacar, que tal fato, confere ao esgoto gerado na universidade,

potencial para reutilização agrícola. No estudo de Ávila et al. (2015), utilizando esgoto doméstico, foram obtidas concentrações na entrada variando de 13,5 a 24,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ para IBU, 0,4 a 1,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ para DCF e <LD a 8,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ para PAR. Carranza-díaz et al. (2014), em esgoto doméstico na Alemanha, encontraram concentrações variando de 1,91 a 63,92 $\mu\text{g L}^{-1}$ para cafeína, 1,14 a 36,86 $\mu\text{g L}^{-1}$ para diclofenaco, 10,62 a 91,99 $\mu\text{g L}^{-1}$ para ibuprofeno e 0,71 a 8,09 $\mu\text{g L}^{-1}$ para naproxeno. Na Espanha, em esgoto doméstico, Hijosa-Valsero et al. (2016) encontraram concentrações médias de 10,4; 1,74; 0,41 e 19,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ para os compostos ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco e cafeína, respectivamente.

Na Figura 3 estão apresentados os totais de microcontaminantes, separados em classes, nas três fases de operação dos sistemas de tratamento. Analisando a distribuição dos microcontaminantes afluente e efluente dos reatores, percebe-se o predomínio dos fármacos desde a entrada até a saída dos SACs, em todas as fases.

O estimulante, cafeína, foi removido, em grande parte, no reator anaeróbico durante a primeira fase de monitoramento. A baixa concentração verificada na saída dos reatores pode ter sido influenciada pela adsorção do composto no lodo destes sistemas. Sendo em sequência, completamente removido nos SACs A e C. Durante o período de férias, segunda fase, a cafeína não foi identificada em nenhuma das amostras. Tal fato pode ser explicado pela redução no consumo de bebidas contendo cafeína, como o café, no campus, já que durante as férias o número de estudantes reduz drasticamente. Já na terceira fase, com a volta dos estudantes ao campus, nota-se novamente sua presença na entrada dos SACs, seguido de sua remoção completa nestes.

Figura 3 - Total de microcontaminantes por classificação nos reatores anaeróbios (A) e nos SACs (B) nas três fases de monitoramento.



Ent. UASB – afluente ao UASB; Sai. UASB – efluente ao UASB; Ent-Sacs – afluente aos SACs; SAC A, SAC B e SAC C – efluentes aos SACs.

Fonte: Da autora (2019).

Em relação aos desreguladores endócrinos, os quais incluem o 4-NP, 4-OC, BPA e os hormônios estrógenos, nos reatores anaeróbios foi observado aumento na sua concentração, na primeira e segunda fases. Ainda, nessas fases, verifica-se aumento na concentração no SAC A e baixa redução nos SACs B e C. Na terceira fase, percebe-se um desempenho melhor dos SACs em relação às fases anteriores, apresentando remoção significativa destes compostos.

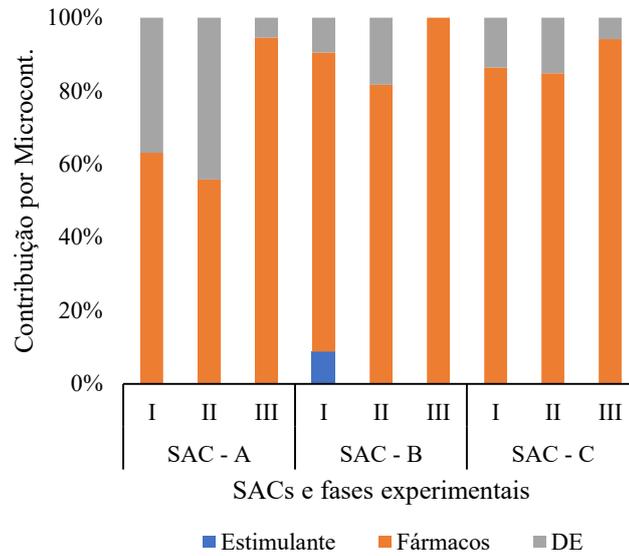
Em relação aos fármacos, ibuprofeno, paracetamol, naproxeno e diclofenaco, as concentrações, afluente e efluente, foram maiores que os outros compostos analisados e verificadas em todas as amostras. Nos reatores anaeróbios, a remoção foi verificada apenas na segunda fase, e nos SACs durante a primeira e terceira fase. Durante a primeira fase, os SACs apresentaram boa capacidade de remoção dos fármacos. Fato não verificado na segunda fase, em que se nota um ligeiro aumento nas concentrações nos três reatores. Na terceira fase, apesar do aumento significativo na concentração do afluente em relação às fases anteriores, os SACs apresentaram bom desempenho removendo esses compostos, com destaque para o SAC B, o qual apresentou a menor concentração efluente de fármacos.

Ao entrar no SAC, uma série de processos como fotólise e biodegradação de substâncias orgânicas no biofilme associado à superfície do substrato e das plantas, além da sorção no substrato e absorção pelas plantas, podem contribuir para a eliminação dos poluentes. No presente trabalho, considera-se, porém, que dificilmente a fotólise tenha influenciado na remoção dos contaminantes, já que durante o monitoramento dos sistemas não foi verificado escoamento superficial do efluente. Em sistemas de escoamento horizontal subsuperficial predominam a degradação anaeróbia e sorção no material suporte como mecanismos de remoção (ÁVILA et al., 2015), sendo pouco esperada degradação por fotólise.

Dessa forma, a sorção no substrato e absorção pela biomassa vegetal podem ter apresentado maior influência na remoção dos poluentes, se tornando base para futura utilização pelos microrganismos (BELHAJ et al., 2015).

Na Figura 4, estão apresentadas as contribuições de cada grupo nas descargas de microcontaminantes nas três fases de operação dos SACs. Os fármacos apresentaram a maior contribuição na descarga do efluente de todos os reatores, nas três fases, indicando serem merecedores da maior preocupação entre os microcontaminantes. A cafeína apresentou contribuição apenas na fase I, no SAC B. Em relação aos desreguladores endócrinos, verifica-se maior contribuição do SAC A e menor do SAC B, com destaque à contribuição nula do SAC B, na terceira fase.

Figura 4 - Contribuição de cada SAC para a descarga total de microcontaminantes nas três fases de monitoramento.



Fonte: Da autora (2019).

Tabela 5 - Eficiência de remoção dos microcontaminantes nos reatores UASB e SACs A, B e C nas três fases de monitoramento.

Fase	Ponto de Coleta	Eficiência de remoção dos microcontaminantes (%)											
		CAF	IBU	PAR	NPX	DCF	4NP	4OC	BPA	E1	E2	EE2	E3
I	UASB	71	-1	27	-18	-44932	-	-5605	-65	-	0	-	0
	SAC A	>99	22	>99	67	41	-	>98	32	-	-63819	-	-164341
	SAC B	87	28	>99	66	36	-	-97	43	-	0	-	0
	SAC C	>99	20	>99	62	30	-	>98	-29	-	0	-	0
II	UASB	-	55	>99	-5	-123	-	-9769	16	-175129	-	-	0
	SAC A	-	-1	0	1	14	-	>99	-16	39	-	-	-353008
	SAC B	-	-12	0	7	-40	-	>99	19	57	-	-	0
	SAC C	-	-9	0	4	-94	-	>99	-4	>99	-	-	0
III	SAC A	>99	50	>99	24	>99	-	>99	-161	-	-	-	-
	SAC B	>99	57	>99	>99	>99	-	>99	>99	-	-	-	-
	SAC C	>99	30	>99	42	16	-	>99	-209	-	-	-	-

Fonte: Da autora (2019).

UASB – efluente ao UASB; SAC A, SAC B e SAC C – efluente aos SACs.

Na Tabela 5, são apresentadas as eficiências de remoção dos microcontaminantes nos SACs A, B e C, por fase de operação. Para o cálculo das eficiências de remoção, nos casos em que as concentrações encontradas estavam abaixo do limite de detecção, este foi considerado como valor da concentração final nas amostras. Devido a não identificação dos compostos 4NP e EE2 nas amostras, não foi possível realizar o cálculo da eficiência de remoção em nenhuma das fases.

Dentre os fármacos, o PAR apresentou as maiores eficiências (>99%). Este, foi removido a valores abaixo do limite detecção na primeira e terceira fase, nos SACs, e no reator anaeróbio na segunda fase. O DCF e IBU também apresentaram boas eficiências de remoção na fase III, porém apresentou eficiências negativas na fase II. Enquanto que o NPX apresentou melhor eficiência de remoção na fase I.

O ibuprofeno tem sido considerado um composto de fácil biodegradabilidade, em que o aumento de sua remoção se dá em condições aeróbias e na presença de plantas. Além disso, em sistemas de tratamento secundário de efluentes, o ibuprofeno geralmente é degradado às suas formas hidroxiladas, as quais também são biodegradáveis (HIJOSA-VALSERO et al., 2016).

No estudo de Ávila et al. (2015), utilizando um SAC híbrido de três estágios tratando esgoto doméstico, foram obtidas altas concentrações de remoção para os fármacos IBU, DCF e PAR, alcançando 80% de remoção, em média. Os autores atribuíram a alta capacidade de remoção do sistema às diferentes condições de ambientes que o efluente foi submetido, combinando diferentes mecanismos de remoção, como biodegradação, sorção, volatilização, hidrólise e fotodegradação.

Carranza-Diaz et al. (2014), em SAC-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário, encontraram eficiências de remoção para IBU, NPX e DCF de 13%, 14% e 14%, respectivamente. A remoção dos fármacos foi atribuída mais às condições anaeróbias no sistema, apesar de a remoção destes também ocorrer em ambiente aeróbio, que por processos de adsorção nas plantas e no material suporte.

Em relação à cafeína, foram verificadas altas eficiências de remoção, variando de 87 a 99% nas fases I e III. Na fase II não foi possível avaliar a eficiência de remoção, já que o estimulante não foi identificado em nenhuma das amostras. Carranza-Diaz et al. (2014) avaliaram SAC-EHSS plantado com *Phragmites australis* e não plantado no tratamento de esgoto doméstico e também encontraram maiores eficiências de remoção da cafeína, quando comparado à obtida nos outros poluentes avaliados, com média igual a 66%. A boa remoção de cafeína foi atribuída, pelos autores, às condições anaeróbias no meio.

Dos desreguladores endócrinos, o 4OC apresentou as maiores eficiências de remoção nas três fases de operação dos sistemas. Os alquifenóis são os microcontaminantes de maior interação com a matéria orgânica retida no sistema, já que apresenta Coeficiente de Partição K_{OC} maior que 18000 L kg^{-1} , justificando sua alta remoção nos reatores (DAI et al., 2017).

Já o BPA não apresentou remoções satisfatórias, com valores negativos para os SACs A e C. O aumento nas concentrações de BPA nos SACs, verificado em algumas amostras,

também foi observado por Carranza-diaz et al. (2014), em SAC de escoamento horizontal, sendo a causa desconhecida. De acordo com os autores é pouco provável que o aumento na concentração de BPA esteja relacionado com liberação pelas tubulações utilizadas nos sistemas de tratamento, porém, pode-se especular que no caso da entrada de pequenas partículas de resinas epóxi e policarbonato pelo afluente, as mesmas poderiam sofrer hidrólise dentro dos reatores se transformando à BPA. O SAC B apresentou a melhor remoção desse composto, alcançando eficiências acima de 99%, na última fase. Testes de sorção sugerem que o BPA apresenta baixa interação com a matéria orgânica, com baixo K_{OC} de 778 L kg^{-1} (DAI et al., 2017), o que lhe confere mais alta solubilidade e mobilidade no meio poroso, concorrendo para baixa remoção no sistema.

Avaliando três SACs de escoamento horizontal subsuperficial no tratamento do efluente, Papaevangelou et al. (2016) verificaram concentrações de BPA no efluente dos SACs sempre menores que no afluente, alcançando eficiências médias de 46,6%, 48,8% e 54,9%, para as unidades plantadas com *Phragmites australis*, *Typha latifolia* e não plantada, respectivamente, valores maiores que os verificados no presente trabalho.

Utilizando SAC-EHSS plantado com *Heliconia psitacorum* no tratamento de efluente doméstico, Toro-Velez et al. (2016) encontraram eficiências de remoção de BPA e 4NP de 73,3% e 62,8%, respectivamente. Em sistema similar, porém plantado com *Phragmites australis*, as eficiências foram de 70,2% e 37,1%, para os mesmos poluentes. Ao avaliarem um sistema não plantado, as eficiências encontradas foram menores, de 62,2% para BPA e 25,3% para NP.

Dos hormônios estrógenos, foi possível avaliar a remoção apenas da estrona, na segunda fase. O SAC C apresentou a maior eficiência média de remoção (>99%), seguido do SAC B (57%) e SAC A (39%). De acordo com Dai et al. (2017), a estrona apresenta moderada sorção à matéria orgânica, ou seja, K_{OC} de 4882 L kg^{-1} , alto valor que lhe proporciona alta retenção no sistema.

Em SAC de escoamento horizontal, avaliando a remoção de estrona em efluente doméstico, Herrera-Melián et al. (2018) encontraram eficiência de 63% e Vymazal, Březinová e Koželuh (2015) eficiências maiores que 85%. Ainda são encontradas poucas informações sobre a remoção da estrona em sistemas alagados, além de a maioria estar mais relacionada aos sistemas de escoamento livre, onde há grande influência de processos de fotodegradação (VYMAZAL; BŘEZINOVÁ; KOŽELUH, 2015).

Em geral, grande parte de estrógenos excretados pelo corpo humano estão originalmente presentes na forma conjugada, na qual apresenta atividade estrógena menor

comparada às suas formas desconjugadas ou livres; contudo, eles se tornam desconjugados por atividades dos microrganismos, sendo transformados em estrógenos livres, durante o transporte nos sistemas de tratamento de esgoto (BELHAJ et al., 2015).

Em estação de tratamento de efluente doméstico em Huizhou, no sul da China, Dai et al. (2017) avaliaram a remoção de desreguladores endócrinos em sistema alagado híbrido composto de SAC-EV acoplado a um SAC-EHSS, encontrando eficiências de remoção para o 4OC, E1, BPA e 4NP de 51%, 48%, 45% e 32%, respectivamente.

Diante do exposto, observa-se que as concentrações dos microcontaminantes encontrados na ETE-UFLA foram menores que as reportadas em esgoto doméstico comum. Tal fato pode estar relacionado às diferentes atividades exercidas na universidade, as quais conferem características que o difere do esgoto doméstico. Também é importante considerar o predomínio de jovens dentre a população universitária, os quais podem apresentar um consumo menor de fármacos comparados à população comum de uma cidade. O uso dos sistemas alagados mostrou potencial na remoção de microcontaminantes, não tendo sido verificada diferença nas remoções entre as diferentes configurações avaliadas.

4 CONCLUSÃO

No esgoto sanitário afluente aos sistemas, foi verificado o predomínio dos fármacos sobre os outros contaminantes avaliados, tendo as concentrações médias, nas três fases de operação, variado de 87,3 a 2559,2 ng L⁻¹ para os fármacos, de 584,6 a 1658,3 ng L⁻¹ para cafeína, e de 49,1 a 584 ng L⁻¹ para os desreguladores endócrinos.

Os três sistemas alagados, em suas diferentes configurações em termos da disposição das chicanas, foram eficientes na remoção dos poluentes orgânicos avaliados. O estimulante cafeína foi o contaminante que apresentou a maior remoção, seguido dos fármacos, e por último os desreguladores endócrinos. Para a cafeína, foram verificadas altas eficiências de remoção, variando de 87 a 99%, nas fases I e III. Dentre os fármacos, o PAR apresentou as maiores eficiências (>99%). Dos desreguladores endócrinos, o 4OC apresentou as maiores eficiências de remoção nas três fases de operação dos sistemas. Já o BPA não apresentou remoções satisfatórias em nenhum dos SACs.

O uso dos sistemas alagados mostrou potencial na remoção de microcontaminantes, não tendo sido verificada diferença nas remoções entre as diferentes configurações avaliadas.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-WARETH, M. T. A.; SAYED, S. S. M. Reprotoxicity of 4-nonylphenol to *Biomphalaria alexandrina* snails at certain temperatures. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 26, p. 18533–18540, May 2019.
- ÁVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 80, p. 108–116, July 2015.
- AYMERICH, I. et al. Attenuation of pharmaceuticals and their transformation products in a wastewater treatment plant and its receiving river ecosystem. **Water Research**, Oxford, v. 100, p. 126–136, Sept. 2016.
- BELHAJ, D. et al. Fate of selected estrogenic hormones in an urban sewage treatment plant in Tunisia (North Africa). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 505, p. 154–160, Feb. 2015.
- BHADRA, B. N.; SEO, P. W.; JHUNG, S. H. Adsorption of diclofenac sodium from water using oxidized activated carbon. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 301, p. 27–34, Oct. 2016.
- CARRANZA-DIAZ, O. et al. Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 71, p. 234–245, Oct. 2014.
- CASTRO-CORREIA, C.; FONTOURA, M. A influência da exposição ambiental a disruptores endócrinos no crescimento e desenvolvimento de crianças e adolescentes. **Revista Portuguesa de Endocrinologia, Diabetes e Metabolismo**, Spain, v. 10, n. 2, p. 186–192, July/Dec. 2015.
- CHAU, H. T. C. et al. Occurrence of 1153 organic micropollutants in the aquatic environment of Vietnam. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 25, n. 8, p. 7147–7156, Mar. 2018.
- CHU, K. H. et al. Ultrasonic treatment of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals, and personal care products in water: a review. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 327, p. 629–647, Nov. 2017.
- COSTA, E. M. F. et al. Effects of endocrine disruptors in the development of the female reproductive tract. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, São Paulo, v. 58, n. 2, p. 153–161, mar. 2014.
- CUNHA, D. L. et al. Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 2, p. 249–262, mar./abr. 2017.
- 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**, Amsterdam, v. 99, p. 496–503, Feb. 2017.

_____. Factors affecting behavior of phenolic endocrine disruptors, estrone and estradiol, in Constructed Wetlands for domestic sewage treatment. **Environmental Science & Technology**, New York, v. 50, n. 21, p. 11844–11852, Oct. 2016.

GAO, D. et al. Seasonal variations in the concentration and removal of nonylphenol ethoxylates from the wastewater of a sewage treatment plant. **Journal of Environmental Sciences**, Village, v. 54, p. 217–223, Apr. 2017.

GARCIA, S. N. et al. Comparative analysis of effluent water quality from a municipal treatment plant and two on-site wastewater treatment systems. **Chemosphere**, Oxford, v. 92, n. 1, p. 38–44, June 2013.

GRACIA-LOR, E. et al. Estimation of caffeine intake from analysis of caffeine metabolites in wastewater. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 609, p. 1582–1588, Dec. 2017.

HERRERA-MELIÁN, J. A. et al. Study on the removal of hormones from domestic wastewaters with lab-scale constructed wetlands with different substrates and flow directions. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 25, n. 21, p. 20374–20384, July 2018.

HIJOSA-VALSERO, M. et al. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. **Chemosphere**, Oxford, v. 145, p. 508–517, Feb. 2016.

KABIR, E. R.; RAHMAN, M. S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 241–258, July 2015.

KIM, E. J. et al. Association between urinary levels of bisphenol-A and estrogen metabolism in Korean adults. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 470/471, p. 1401–1407, Feb. 2014.

LI, Y. et al. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 468/469, p. 908–932, Jan. 2014.

LIMA, D. R. S. et al. Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 5, p. 783–788, 2014.

_____. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1043–1054, nov./dez. 2017.

LIU, Y. et al. Identification, contribution, and estrogenic activity of potential EDCs in a river receiving concentrated livestock effluent in Southern Taiwan. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 636, p. 464–476, Sept. 2018.

- LUO, Y. et al. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 473-474, p. 619–641, Mar. 2014.
- MACCI, C. et al. Ornamental plants for micropollutant removal in wetland systems. **Environmental Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 22, n. 4, p. 2406–2415, Feb. 2015.
- MACHADO, C. R. A. et al. Avaliação da adsorção de Fenol e Bisfenol A em carvões ativados comerciais de diferentes matrizes carbonáceas. **Revista Ambiente e Agua**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 915–927, out./dez. 2015.
- MADIKIZELA, L. M.; CHIMUKA, L. Simultaneous determination of naproxen, ibuprofen and diclofenac in wastewater using solid-phase extraction with high performance liquid chromatography. **Water S.A**, Ithaca, v. 43, n. 2, p. 264–274, April, 2017.
- MATAMOROS, V. et al. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. **Journal of Hazardous Materials**, New York, v. 288, p. 34–42, May 2015.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa: Ed. UFV, 2017. 371 p.
- MEEKER, J. D. et al. Semen quality and sperm DNA damage in relation to urinary bisphenol A among men from an infertility clinic. **Reproductive Toxicology**, Elmsford, v. 30, n. 4, p. 532–539, Dec. 2010.
- MOREIRA, N. F. F. et al. Fast mineralization and detoxification of amoxicillin and diclofenac by photocatalytic ozonation and application to an urban wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 87, p. 87–96, Dec. 2015.
- MURRAY, T. J. et al. Induction of mammary gland ductal hyperplasias and carcinoma in situ following fetal bisphenol A exposure. **Reproductive Toxicology**, Elmsford, v. 23, n. 3, p. 383–390, 2007.
- NAM, S. et al. Adsorption characteristics of diclofenac and sulfamethoxazole to graphene oxide in aqueous solution. **Chemosphere**, Oxford, v. 136, p. 20–26, Oct. 2015.
- OMAR, T. F. T. et al. Endocrine disrupting compounds (EDCs) in environmental matrices: review of analytical strategies for pharmaceuticals, estrogenic hormones, and alkylphenol compounds. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 85, p. 241–259, Dec. 2016.
- PAPAEVANGELOU, V. A. et al. Removal of endocrine disrupting chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 294, p. 146–156, June 2016.
- PESSOA, G. P. et al. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 490, p. 288–295, Aug. 2014.

PONTELLI, R. C. N.; NUNES, A. A.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Impacto na saúde humana de disruptores endócrinos presentes em corpos hídricos: existe associação com a obesidade? **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 753–766, Mar. 2016.

QUEIROZ, F. B. **Desenvolvimento e validação de metodologia para determinação de fármacos e perturbadores endócrinos em amostras de esgoto utilizando extração em fase sólida e cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas**. 2011. 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011.

QUEIROZ, F. B. et al. Determination of endocrine disrupters and pharmaceuticals in sewage samples by tandem solid phase clean up/extraction and high performance liquid chromatography-negative and positive electrospray high-resolution mass spectrometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 298–312, set. 2014.

RIVERA-JAIMES, J. A. et al. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, n. 613/614, p. 1263–1274, Feb. 2018.

RÜHMLAND, S. et al. Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 80, p. 125–139, July 2015.

RYU, J. et al. Determination of micropollutants in combined sewer overflows and their removal in a wastewater treatment plant (Seoul, South Korea). **Environmental Monitoring and Assessment**, Ann Arbor, v. 186, n. 5, p. 3239–3251, Jan. 2014.

SALGUEIRO-GONZÁLEZ, N. et al. Occurrence of selected endocrine disrupting compounds in Iberian coastal areas and assessment of the environmental risk. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 249, p. 767–775, June 2019.

SANSON, A. L. **Estudo da extração e desenvolvimento de metodologia para determinação simultânea de microcontaminantes orgânicos em água superficial por GC-MS e métodos quimiométricos**. 2015. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

SAPUTRA, F. et al. Toxicity effects of the environmental hormone 4-tert-octylphenol in Zebrafish (*Danio rerio*). **International Journal of Marine Science**, Oxford, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2016.

SERNA-GALVIS, E. A. et al. High frequency ultrasound as a selective advanced oxidation process to remove penicillinic antibiotics and eliminate its antimicrobial activity from water. **Ultrasonics Sonochemistry**, Oxford, v. 31, p. 276–283, July, 2016.

SILVA, J. C. C. et al. Photodegradation of bisphenol A in aqueous medium: monitoring and identification of by-products by liquid chromatography coupled to high-resolution mass spectrometry. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, London, v. 28, n. 9, p. 987–994, May 2014.

TAKEUCHI, T. et al. Positive relationship between androgen and the Endocrine Disruptor, Bisphenol A, in normal women and women with ovarian dysfunction. **Endocrine Journal**, Tokyo, v. 51, n. 2, p. 165–169, Apr. 2004.

TEJEDA, A.; TORRES-BOJORGES, Á. X.; ZURITA, F. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 98, p. 410–417, Jan. 2017.

TORO-VÉLEZ, A. F. et al. BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 93–101, 2016.

VILELA, C. L. S.; BASSIN, J. P.; PEIXOTO, R. S. Water contamination by endocrine disruptors: Impacts, microbiological aspects and trends for environmental protection. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 235, p. 546–559, Apr. 2018.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T.; KOŽELUH, M. Occurrence and removal of estrogens, progesterone and testosterone in three constructed wetlands treating municipal sewage in the Czech Republic. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 536, p. 625–631, Dec. 2015.

WILKINSON, J. L. et al. Spatial (bio) accumulation of pharmaceuticals, illicit drugs, plasticisers, perfluorinated compounds and metabolites in river sediment, aquatic plants and benthic organisms. **Environmental Pollution**, Minneapolis, v. 234, p. 864–875, Mar. 2018.

YANYAN, L. et al. Removal of acetaminophen from synthetic wastewater in a fixed-bed column adsorption using low-cost coconut shell waste pretreated with NaOH, HNO₃, ozone, and/or chitosan. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 226, p. 365–376, Nov. 2018.

YAO, L. et al. Occurrence and risk assessment of antibiotics in surface water and groundwater from different depths of aquifers: a case study at Jiangnan Plain, central China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 135, p. 236–242, Jan. 2017.