



JAQUELINE DOS SANTOS SOARES

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-
RACK COMO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ESGOTO
SANITÁRIO PARA SOLUÇÕES INDIVIDUAIS**

**LAVRAS - MG
2021**

JAQUELINE DOS SANTOS SOARES

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK COMO
TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA SOLUÇÕES
INDIVIDUAIS**

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

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

**LAVRAS - MG
2021**

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

Soares, Jaqueline dos Santos.

Sistemas alagados construídos do tipo Bio-Rack como
tratamento simplificado de esgoto sanitário para soluções
individuais / Jaqueline dos Santos Soares. - 2021.

111 p. : il.

Orientador(a): Mateus Pimentel De Matos.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Wetlands construídos. 2. Tratamento descentralizado. 3.
Tempo de detenção hidráulica. I. De Matos, Mateus Pimentel. II.
Título.

JAQUELINE DOS SANTOS SOARES

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK COMO
TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA SOLUÇÕES
INDIVIDUAIS**

**BIO-RACK CONSTRUCTED WETLANDS AS A SIMPLIFIED SEWAGE
TREATMENT FOR INDIVIDUAL SOLUTIONS**

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

APROVADA em 12 de abril de 2021.

Dr. Ronaldo Fia UFLA

Dr. Alisson Carraro Borges UFV

Dra. Tamara Daiane de Souza UFOP

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

**LAVRAS - MG
2021**

*Aos meus pais, Aivaldo e Ana Sueli, por todo amor,
apoio e incentivo.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

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

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela oportunidade de crescimento profissional. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de pesquisa. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fomento da pesquisa. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio à Pós-Graduação.

Ao meu orientador, Professor Mateus Pimentel de Matos, pelo apoio indispensável na condução deste trabalho, pela oportunidade de aprendizagem através do conhecimento compartilhado e pelo exemplo profissional. Ao meu coorientador, Professor Antônio Teixeira de Matos (*in memoriam*), agradeço pelas contribuições e pelas valorosas obras científicas deixadas.

Aos professores Ronaldo Fia, Fátima Fia, Tamara Souza e Alisson Borges, pelas contribuições na banca de qualificação e defesa. Em nome das professoras Luciene, Sílvia e Camila, agradeço também ao corpo docente do programa.

Aos técnicos da ETE-UFLA Aroldo, Tobias, Henrique e Aline, por todo o suporte e boa vontade em auxiliar com a condução do experimento em campo. Agradeço à Juliana por todo suporte nas atividades desenvolvidas nos laboratórios de Águas Residuárias e de Microbiologia do Departamento de Engenharia Ambiental, e aos técnicos do LADEEG Marcos e Alex pela ajuda sempre que solicitada. Aos estudantes da iniciação científica Marina, Nérík, Jean, Stephani e Larissa, pela ajuda na obtenção dos dados.

Aos amigos e colegas do PPGEAMB Luísa, Lucas, Magno, Jônatas, Heriberto, Juliano, Gabriel, Samantha, Thiago e Tarcísio, pelo companheirismo e bons momentos compartilhados. Em especial ao Mateus Henrique pela parceria, amizade e por toda a ajuda.

Agradeço aos meus pais, Adevaldo e Ana Sueli, que nunca mediram esforços para que eu pudesse me dedicar aos estudos, por todo o amor, dedicação, confiança e apoio. À minha irmã Daiane, pela amizade, incentivo e companhia diária, sendo referência de lar durante essa jornada. Ao Felipe, pelo amor, companheirismo, paciência e auxílio.

Aos amigos Lília, Iara, Thamilin, Ravene e Ivan, mesmo distantes fisicamente se fizeram presentes durante essa etapa. Por fim, agradeço a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram com minha evolução pessoal e profissional.

Muito obrigada!

RESUMO

A adoção de soluções descentralizadas, eficientes e de baixo custo para o tratamento de águas residuárias é uma medida necessária, visto que grande parte da população no Brasil, localizada em pequenos municípios e zonas rurais, não é atendida por serviços de coleta e tratamento de esgotos. Os Sistemas Alagados Construídos do tipo Bio-Rack (SAC-BR) são uma nova configuração desenvolvida no intuito de reduzir a demanda de área, aumentar o tempo de vida útil e propiciar o tratamento descentralizado de esgotos em etapa única. No entanto, ainda se deve investigar as melhores condições de operação, sobretudo para regiões de clima tropical. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o desempenho de SACs-BR no tratamento de esgoto sanitário advindo do sistema preliminar da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras. Para isso, a pesquisa foi realizada em duas etapas, na primeira foi avaliado o tempo de detenção hidráulica (TDH) de melhor desempenho, dentre os avaliados, para um SAC-BR em condições tropicais. Foram confeccionados quatro SACs-BR em escala experimental com TDH de 6, 12, 24 e 48 h, SAC-BR A, B, C e D, respectivamente. Foram realizadas semanalmente análises de pH, condutividade elétrica (CE), DBO, DQO, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT), e avaliações quinzenais de coliformes termotolerantes (CTer). As eficiências de remoção para os SACs-BR A, B, C e D, respectivamente, alcançaram 27, 50, 58 e 67% de DBO, 20, 29, 65 e 74% de DQO, 1,1, 11, 15 e 32 % de NTK, 1,4, 12, 18, e 29% de PT, e 15, 39, 59, e 84% de CTer. Com base nos resultados obtidos, observou-se que o SAC-BR D (TDH = 48 h) apresentou melhor desempenho, tendo eficiências semelhantes aos de tanques sépticos. Com base no TDH de melhores resultados na primeira fase, foram avaliadas modificações no SAC-BR, inferindo sobre a influência da presença de plantas e da introdução de brita como meio de suporte (segunda fase). Dessa forma, utilizou-se quatro diferentes configurações: sistemas com apenas tubos em seu interior; com tubos e plantas; com tubos e brita e; com tubos, brita e plantas, respectivamente, denominados SAC-BR T, TP, TB e TPB. As mesmas variáveis da etapa anterior foram analisadas, mantendo igual a realização dos ensaios. As eficiências de remoção para os SAC-BR T, TP, TB, e TPB, respectivamente, alcançaram 65, 70, 54 e 57% de DBO, 56, 59, 61 e 56% de DQO, 30, 36, 38 e 40 % de NTK, 22, 26, 23, e 39% de PT, e 90, 81, 94, e 81% de CTer. Com base nos resultados obtidos, observou-se que o SAC-BR com TDH de 48 horas, contendo brita como meio suporte e plantado, apresentou melhor desempenho. Além do desempenho dos SACs-BR, também foram realizados cortes da parte aérea do capim-vetiver e avaliados a produtividade de matéria seca, teor de nutrientes e capacidade extratora de nitrogênio (N) e fósforo (P). A alta densidade de plantas nas unidades pode ter causado a obtenção de mais baixas produtividades do capim em comparação à literatura, sendo que o SAC-BR A foi aquele que apresentou maior produtividade, tendo valor médio de 226 kg ha⁻¹ d⁻¹ de matéria seca. A participação das plantas na remoção de nutrientes foi de N e P de 15,0 e 6,9%, sendo que os SAC-BR D, TP e TPB, com maiores TDH e que receberam menores cargas, foram os que apresentaram melhor desempenho.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. SAC-BR. TDH. Tratamento descentralizado. Remoção de poluentes.

ABSTRACT

The adoption of decentralized, efficient and low-cost solutions for wastewater treatment is a necessary measure since a large part of the population in Brazil located in small municipalities and rural areas is not served by sewage collection and treatment services. The Bio-Rack Constructed Wetlands (BR-CW) are a new configuration developed to reduce the area demand, increase the useful life and provide decentralized sewage treatment in a single step. However, it is still necessary to investigate the best operating conditions, especially for tropical regions. Thus, the aim of the present study was to evaluate the performance of BR-CW in the treatment of sanitary sewage arising from the preliminary system of the Sewage Treatment Station at the Federal University of Lavras. For that, the research was carried out in two stages; in the first, the ideal hydraulic retention time (HRT) for a BR-CW in tropical conditions was evaluated. Four BR-CW were made on an experimental scale with HRT of 6, 12, 24 and 48 hours; BR-CW A, B, C and D, respectively. Analyses of pH, electrical conductivity (CE), BOD, COD, total nitrogen Kjeldahl (NTK) and total phosphorus (PT) were performed weekly, and evaluations of thermotolerant coliforms (CTer) occurred every two weeks. Removal efficiencies for BR-CW A, B, C and D, respectively, reached 27%, 50%, 58% and 67% BOD, 20%, 29%, 65% and 74% COD, 1.1%, 11%, 15% and 32% NTK, 1.4%, 12%, 18%, and 29% PT, and 15%, 39%, 59%, and 84% CTer. Based on the results obtained, it was observed that the BR-CW D (HRT = 48 h) performed better, with efficiencies similar to those of septic tanks. Based on the HRT with the best results in the first phase, changes in the BR-CW were evaluated, inferring about the influence of the presence of plants and the introduction of gravel as a support medium (second phase). Thus, four different configurations were used: systems with only tubes inside; with tubes and plants; with pipes and gravel; and with tubes, gravel and plants, respectively, called BR-CW T, TP, TB and TPB. The same variables from the previous step were analyzed, keeping the performance of the tests equal. Removal efficiencies for the BR-CW T, TP, TB, and TBP, respectively, reached 65%, 70%, 54% and 57% BOD, 56%, 59%, 61% and 56% COD, 30%, 36%, 38% and 40% NTK, 22%, 26%, 23%, and 39% PT, and 90%, 81%, 94%, and 81% CTer. Based on the results obtained, it was observed that the BR-CW with 48-hour HRT, containing gravel as a support and planted medium, presented a better performance. In addition to the performance of the BR-CW, cuts were also made to the aerial part of the vetiver grass and the productivity of dry matter, nutrient content and extraction capacity of nitrogen (N) and phosphorus (P) were evaluated. The high density of plants in the units may have caused lower grass yields to be obtained compared to the literature, with BR-CW A being the one with the highest productivity, with an average value of 226 kg ha⁻¹ d⁻¹ dry matter. The participation of plants in the removal of nutrients reached efficiencies of total removal of N and P of 15% and 6.9%; BR-CW D, TP and TPB, with higher HRT and that received lighter loads, were the ones which presented better performance.

Keywords: Constructed wetlands. BR-CW. HRT. Decentralized treatment. Removal of pollutants.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Classificação dos Sistemas Alagados Construídos.	21
Figura 2 - Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS).....	22
Figura 3 - Sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACs-EV).....	22
Figura 4 - Sistema híbrido (escoamento vertical + escoamento horizontal).....	22
Figura 5 - Representação esquemática de um SAC - BR.	26

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Esquema representativo da unidade experimental.	39
Figura 2 - Tubos (a) utilizados na confecção dos SACs-BR (b, c).....	40
Figura 3 - Medidas e tubulações de entrada e saída dos SAC-BR.....	41
Figura 4 - Variação do pH na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-BR ao longo do monitoramento.	47
Figura 5 - Variação da CE na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-BR ao longo do monitoramento.	48
Figura 6 - Representação gráfica das médias da TCO e das eficiências de remoção de DQO e DBO em cada SAC-RB nas diferentes fases durante o monitoramento.	52
Figura 7 - Representação gráfica das médias da TCO e das eficiências de remoção de NTK e PT em cada SAC-RB nas diferentes fases durante o monitoramento	54
Figura 8 - Representação gráfica da quantificação do NMP 100 mL-1e das eficiências de remoção para CT e CTer nas diferentes fases durante o monitoramento.....	59

CAPÍTULO 3

Figura 1 - Esquema representativo da unidade experimental.	72
Figura 2 - Configurações dos diferentes SAC-BR.....	73
Figura 3 - Medidas, altura da lâmina d'água e disposição das tubulações de entrada e saída dos SAC-BR.....	73
Figura 4 - Variação dos valores de pH do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento.....	78
Figura 5 - Variação dos valores da CE do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento.....	79

Figura 6 -	Representação gráfica das concentrações e eficiências médias de remoção de DBO e DQO nos SACs-BR.....	80
Figura 7 -	Representação gráfica das concentrações e eficiências médias de remoção de DBO e DQO nos SACs-BR.....	82
Figura 8 -	NMP/100 mL e eficiências de remoção de CT e CTer pelos SACs-BR.....	85

CAPÍTULO 4

Figura 1 -	Esquema representativo das características de cada SAC-BR avaliado em cada fase.....	99
------------	--	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1 -	Características operacionais dos SACs-BR.....	42
Tabela 2 -	Eventos que ocorreram durante o período de funcionamento dos SACs-BR.	45
Tabela 3 -	Médias das concentrações das variáveis no esgoto bruto (Entrada), e na saída dos SACs-BR acompanhadas do desvio padrão da média e eficiências de remoção médias em relação as concentrações (Ef.).....	46
Tabela 4 -	Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de DQO e de DBO e medianas (M) das eficiências de remoção ao logo de todo monitoramento e durante as Fases I, II e III.	51
Tabela 5 -	Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) e medianas (M) das eficiências de remoção ao logo de todo monitoramento e durante as Fases I, II e III.	55
Tabela 6 -	Média geométrica e mediana das contagens de Coliformes Totais (CT) e Termotolerantes (CTer) no esgoto bruto (entrada) e nas saídas dos SACs-BR, unidades log removidas, eficiências de remoção com base na mediana (M (%)).	58

CAPÍTULO 3

Tabela 1 -	Valores médios e desvio padrão das principais variáveis do esgoto utilizado.	71
Tabela 2 -	Valores médios, desvio padrão da média e mediana das variáveis físicas e químicas monitoradas no esgoto bruto (Entrada) e nas saídas dos SAC-BR.....	77
Tabela 3 -	Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de DQO e de DBO e medianas (M) das eficiências de remoção (%).	81
Tabela 4 -	Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de NTK e de PT e medianas (M) das eficiências de remoção (%).	83
Tabela 5 -	Média geométrica das contagens de Coliformes Totais (CT) e Termotolerantes (CTer) no esgoto bruto (entrada) e nas saídas dos SACs-BR, e medianas das eficiências de remoção (M (%)).	85

CAPÍTULO 4

Tabela 1 -	Valores médios das concentrações de DBO, NTK e PT em cada fase avaliada.	97
Tabela 2 -	Data, estação do ano, temperatura e umidade relativa do ar médias e precipitação acumulada referentes a cada corte da parte aérea das plantas nas Fases 1 e 2..	101

Tabela 3 -	Produtividade de matéria seca ($\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) da parte aérea do capim-vetiver cultivados em SACs-BR em cada corte durante as Fases 1 e 2	102
Tabela 4 -	Teores de N e P na parte aérea das plantas e capacidade extratora (CE) em cada SAC-BR	104
Tabela 5 -	Participação via absorção pela parte aérea do capim-vetiver cultivados nos diferentes SACs-BR na remoção total (%) de N e P do sistema, durante as Fases 1 e 2	105

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	14
1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	Objetivo geral.....	15
1.2	Objetivos específicos	16
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	Sistemas Alagados Construídos (SACs): concepção do sistema e potencialidades	19
2.2	Configurações utilizadas	20
2.3	Plantas utilizadas	23
2.4	Capim-vetiver.....	24
2.5	Configurações alternativas	25
2.6	Sistemas Alagados Construídos do tipo bio-rack (SACs - BR)	26
	REFERÊNCIAS.....	28
	CAPÍTULO 2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUIDOS DO TIPO BIO-RACK OPERANDO COMO ETAPA ÚNICA NO TRATAMENTO DE ESGOTOS: AVALIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA IDEAL	34
1	INTRODUÇÃO.....	36
2	MATERIAIS E MÉTODOS	39
2.1	Descrição da área experimental	39
2.2	Descrição dos aspectos operacionais e construtivos dos SACs-BR	40
2.4	Monitoramento físico, químico e microbiológico.....	42
2.5	Análise estatística.....	43
3	RESULTADOS	44
3.1	Eventos que ocorreram e caracterização do efluente durante todo período monitorado	44
3.2	pH e condutividade elétrica	46
3.3	Remoção de matéria orgânica	48
3.4	Remoção de nutrientes	53
3.5	Coliformes Totais e Termotolerantes.....	57

4	CONCLUSÃO.....	61
	REFERÊNCIAS.....	62
	CAPÍTULO 3 INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DE PLANTAS E MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK.....	67
1	INTRODUÇÃO.....	69
2	MATERIAIS E MÉTODOS	71
2.1	Caracterização da área experimental	71
2.2	Aspectos operacionais e construtivos dos SACs-BR.....	72
2.3	Variáveis monitoradas.....	74
2.4	Análise estatística.....	75
3	RESULTADOS	76
3.1	pH e condutividade elétrica	77
3.1	Remoção de matéria orgânica	79
3.2	Remoção de nutrientes	82
3.4	Remoção de patógenos	84
4	CONCLUSÕES.....	87
	REFERÊNCIAS.....	88
	CAPÍTULO 4 PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE EXTRATORA DO CAPIM-VETIVER CULTIVADO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK.....	93
1	INTRODUÇÃO.....	95
2	MATERIAIS E MÉTODOS	97
2.1	Descrição da área experimental	97
2.2	Descrição das fases monitoradas e avaliação dos SAC-BR.....	98
2.3	Determinação da produtividade e participação das plantas na remoção de nutrientes... ..	99
2.4	Análise estatística.....	100
3	RESULTADOS	101
3.1	Produtividade da parte aérea do capim-vetiver	101
3.2	Teor de nutrientes na parte aérea das plantas e capacidade extratora	103
4	CONCLUSÕES.....	107
	REFERÊNCIAS.....	108

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

A expansão dos setores industriais e o crescimento populacional são fatores que têm propiciado o aumento na geração de águas residuárias. Como os serviços de coleta e tratamento não têm crescido na mesma proporção, grande parte da população não é atendida por serviços essenciais de saneamento, implicando em contaminação ambiental e prejuízo à qualidade de vida.

Na zona rural, nas pequenas cidades e nas comunidades periféricas, a situação é ainda mais precária, em função dos elevados custos para construção e manutenção de sistemas de tratamento convencionais. Conseqüentemente, ocorrem impactos negativos aos meios físico, biótico e antrópico, estando, por exemplo, relacionado ao aumento do número de enfermos e atendimentos hospitalares, e à contaminação do solo, água, ar, da fauna e flora. Dessa forma, é necessário o desenvolvimento de alternativas descentralizadas de tratamento de efluentes que possibilitem realizar a depuração das águas residuárias com baixos custos de construção e operação, contribuindo para redução da contaminação do corpo receptor ou de maneira que possibilite o reúso da água.

Dentre as alternativas descentralizadas, destacam-se os Sistemas Alagados Construídos (SACs), ou *wetlands* construídos. Os SACs são unidades promissoras para adoção nessas localidades, face a algumas características como a simplicidade de construção, de manutenção e operacional, os baixos custos, a possibilidade de aproveitamento da massa verde gerada, a harmonia paisagística e as elevadas eficiências. Basicamente, são compostos por um talude impermeabilizado, preenchido com meio suporte e que podem contar com a presença de plantas, condição propícia para desenvolvimento de uma rica e diversificada comunidade microbiana. É justamente esta interação meio suporte-plantas-microrganismos que favorece a remoção da matéria orgânica, de nutrientes e outros poluentes, através de mecanismos biológicos, físicos e químicos, tornando os SACs reatores de reconhecida eficiência no tratamento de águas residuárias.

Em função do sucesso do emprego da tecnologia em diversos países, os SACs passaram a ser estudados no Brasil, tendo a primeira experiência na década de 80, no estado de São Paulo. Desde então, as pesquisas se difundiram para outras localidades do país, tendo recebido grande importância a partir do ano 2000. Hoje, a unidade é discutida em Simpósios e Congressos

Nacionais e Internacionais, tendo, inclusive, no país, um grupo denominado *Wetlands Brasil*, que se dedica a estudar e divulgar os resultados das pesquisas desenvolvidas.

Como toda unidade de tratamento, no entanto, os SACs também apresentam desvantagens, como a dependência de fatores ambientais, o requerimento de longo tempo de partida, a colmatção (entupimento dos espaços porosos) e o grande requisito de área. Em função da grande demanda de espaço físico, novas configurações têm sido propostas para intensificar o sistema, tornando-o mais eficiente, permitindo reduzir as suas dimensões, tais como a aeração e a introdução de chicanas.

Dentre as mais novas concepções, cita-se também os SACs do tipo Bio-Rack (SACs-BR), um reator preenchido de tubos perfurados (sem material de preenchimento), por onde o líquido escoava vertical e horizontalmente (sistema híbrido) e onde se desenvolvem as plantas e os microrganismos. Na teoria, essas características permitiriam aumentar a interação com a comunidade microbiana e, conseqüentemente, otimizar os processos de remoção de poluentes. Por conseguinte, os SACs-BR demandariam uma área menor de implantação, teriam menores custos de construção, teriam maior tempo de vida útil (ausência de substrato filtrante) e não requereriam pré-tratamento, sendo ideais para atender o tratamento descentralizado em pequenas comunidades.

Por outro lado, tratando-se uma nova configuração de tratamento, ainda há muitas lacunas no conhecimento, como por exemplo, do tempo de detenção hidráulica (TDH) indicado para propiciar o melhor desempenho das unidades. Além disso, é preciso investigar o efeito da presença de plantas e da introdução de um meio filtrante na remoção de poluentes nos SACs-BR. Por fim, é preciso avaliar o desenvolvimento das plantas nessas condições, quanto à produtividade e a contribuição da absorção nos mecanismos de remoção.

Com esse intuito, foram realizadas avaliações em SACs-BR instalados na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), variando o TDH e unidades com e sem a presença de plantas (capim-vetiver) e meio suporte filtrante (brita).

1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de Sistemas Alagados Construídos do tipo bio-rack (SACs-BR) no tratamento de esgoto sanitário advindo do sistema preliminar da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA).

1.2 Objetivos específicos

- i. Avaliar as eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes termotolerantes em SACs-BR, operando com diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH);
- ii. Obter o TDH, dentre os avaliados, de melhor desempenho para operação dos SACs-BR, operando como etapa única de tratamento biológico;
- iii. Tendo como base o TDH de melhor desempenho, comparar diferentes configurações do SACs-BR, avaliando a influência da presença de plantas e substrato pedregulhoso (brita);
- iv. Avaliar a produtividade e a capacidade de extração das plantas cultivadas nos SACs-BR.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A carência na cobertura dos serviços de saneamento, principalmente no que se refere à coleta e ao tratamento de efluentes, pode causar impactos diretos nos corpos hídricos, resultando na degradação da qualidade da água em decorrência da depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), possibilidade de eutrofização do ambiente aquático, prejuízos estéticos, recreacionais, e consequente aumento nos custos de tratamento da água (JORDÃO; PESSÔA, 2014, VON SPERLING, 2014).

No Brasil, alguns avanços referentes à legislação ocorreram nos últimos anos, a exemplo criação da Lei Federal Nº 11.445 de 2007 que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, atualizada e alterada pela Lei Nº 14.026 de 2020 (novo marco do Saneamento) (BRASIL, 2020). Além destas, em 2011, foi publicada a Deliberação Normativa CONAMA (DN) Nº 430 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2007; BRASIL, 2020; BRASIL, 2011). Porém, ainda assim, há muito que evoluir em relação aos serviços de saneamento básico no país, principalmente em pequenos municípios.

De acordo com os dados do Atlas Esgotos da Agência Nacional das Águas (ANA) (BRASIL, 2017), que tem informações do ano de 2013, apenas 43% da população tem acesso aos serviços de coleta e tratamento de esgoto. Para municípios menores, com população inferior a 50.000 habitantes, a situação é ainda mais crítica, ficando abaixo da média nacional quanto à coleta e tratamento do esgoto. Isso ocorre porque a maioria destes municípios possui um contingente populacional disperso, com muitos residentes no meio rural, o que dificulta a cobertura pelos serviços de saneamento (BRASIL, 2008).

Além dos problemas ambientais, a falta de saneamento também interfere diretamente na saúde pública. Um estudo realizado pela Organização Mundial de Saúde, em 2012, indicou que aproximadamente 14% da população mundial não tinha acesso a nenhum dos serviços básicos de saneamento, sendo que desse montante 90% residiam em zonas rurais. Essa situação expõe essas pessoas a riscos de infecções microbianas, diarreia, esquistossomose, dentre outras (WHO, 2015).

De acordo com diversas pesquisas, quanto menor o acesso a serviços essenciais de saneamento, maior é a incidência de enfermidades na população (JUNG; LOU; CHENG, 2017). Assim, a ampliação da infraestrutura sanitária é um investimento capaz de promover melhorias nas condições de saúde pública existentes no Brasil, reduzindo a incidência de doenças

infecciosas e parasitárias. No entanto, o país vem enfrentando dificuldades no que se refere à implementação dos serviços de saneamento, e dentre as razões destacam-se a falta de investimento financeiro e também a fragilidade da governança setorial de diversos estados e municípios (DOS SANTOS *et al.*, 2018; SOUSA; GOMES, 2020).

O novo marco do saneamento tem metas ambiciosas, de atendimento de 99% da população com água potável e 90% com coleta e tratamento de esgoto até dezembro de 2033, o que mostra o grande desafio a ser enfrentado (BRASIL, 2020). Para amenizar os problemas de acesso ao saneamento em pequenas cidades e na zona rural, no que se refere à coleta e ao tratamento de esgoto, é necessário a implementação de soluções descentralizadas de tratamento de esgoto. Ainda com base nos dados do Atlas Esgotos da ANA, verifica-se que sistemas individuais são responsáveis pelo tratamento de 12,03% da população, sendo interessante o aumento no investimento nessas alternativas, sobretudo em regiões carentes e distantes dos grandes centros urbanos (BRASIL, 2017).

As soluções de tratamento individuais comumente adotadas são mais simples do que os sistemas tradicionais de tratamento, possuindo ainda, vantagens, como baixo custo de instalação e operação e dispensa de mão de obra especializada, sem deixar de serem eficientes na remoção de poluentes presentes no esgoto doméstico. Dentre os exemplos dessas soluções alternativas utilizadas no saneamento descentralizado, pode-se citar as lagoas de estabilização, rampas de escoamento superficial, os tanques sépticos e filtros anaeróbios, além dos sistemas alagados construídos (SACs) (LOMBARD-LATUNE *et al.*, 2020; LOURENÇO; NUNES, 2020).

Os tanques sépticos, que se baseiam nos princípios de decantação e digestão anaeróbia, são as unidades de tratamento mais utilizadas no Brasil para soluções descentralizadas. No entanto, essa concepção de tratamento não possui elevadas eficiências de matéria orgânica e de nutrientes (JORDÃO; PESSOA, 2014; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Por essa razão, comumente vêm conjugados a filtros anaeróbios com posterior disposição final em sumidouros ou valas de infiltração (ZAGO; DUSI, 2017). Assim, torna-se imprescindível a avaliação e o desenvolvimento de alternativas para soluções descentralizadas.

2.1 Sistemas Alagados Construídos (SACs): concepção do sistema e potencialidades

Wetlands é um termo em inglês que se refere a zonas úmidas ou brejos. Esses sistemas naturais são conhecidos por serem ecossistemas produtivos, pois possuem a capacidade de ciclagem de nutrientes e remoção de poluentes melhorando a qualidade da água (FONDER; HEADLY, 2013; KADLEC; WALLACE, 2009). Diante deste potencial, surgiram os Sistemas Alagados Construídos (SACs), também conhecidos como *Wetlands* Construídos, unidades de tratamento de águas residuárias que visam reproduzir, de forma controlada, os mecanismos de depuração que ocorrem em áreas alagadas naturais, diferindo-se destes por meio da inserção de tecnologias, que permitem, conseqüentemente, elevar a eficiência do sistema (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2011; ZHAO *et al.*, 2021).

Em função dos distintos processos que ocorrem nos mesmos, os SACs apresentam elevada capacidade de remoção de diferentes poluentes, como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos, nutrientes, organismos patogênicos e compostos orgânicos emergentes, de um grande número de águas residuárias (MATOS; MATOS, 2017; VON SPERLING, 2015). Sendo assim, podem proporcionar níveis de tratamento secundário ou superior (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2010), isso porque, geralmente, existe a necessidade um pré-tratamento, a nível primário, para evitar o acúmulo de sólidos grosseiros e, conseqüentemente, a colmatação do material filtrante (DOTRO *et al.*, 2017; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS *et al.* 2018; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Assim, ao contrário dos tanques sépticos, comumente a utilização de SACs como primeira etapa de tratamento de águas residuárias ainda não é uma realidade muito observada (com exceção das unidades de escoamento vertical).

Os SACs são, basicamente, escavações taludadas preenchidas com meio de suporte no leito, geralmente brita, para a fixação das plantas cultivadas. Por influência da presença do meio suporte e da rizosfera (zona de raízes), desenvolve-se uma comunidade microbiana rica e diversificada, interação que permite realizar a remoção de poluentes por diferentes mecanismos como: adsorção, absorção, assimilação microbiana, filtração, precipitação, degradação, liberação de substâncias antimicrobianas, dentre outros (AVELAR *et al.*, 2014; KADLEC; WALLACE, 2009; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; PRATA *et al.* 2013).

Sendo assim, são reatores essencialmente naturais, que apresentam baixos custos de implantação e operação, tendo grande simplicidade operacional e de manutenção. Além disso, os SACs podem ter a presença de plantas, estas, que por sua vez, podem contribuir com o

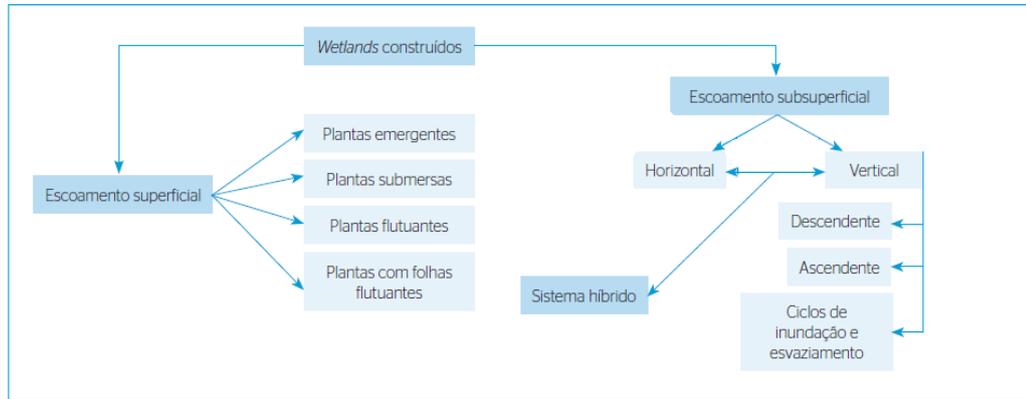
aumento da eficiência dos reatores através da absorção dos nutrientes; servir como barreira física; favorecer a inserção de oxigênio pelo sistema radicular, dentre outros. É possível ainda, realizar o aproveitamento da massa vegetal produzida, podendo a unidade servir ainda com o propósito de compor a harmonia paisagística do local (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; MATOS, 2017; VYMAZAL, 2005).

A capacidade dos SACs em reduzir a concentração dos poluentes contidos no esgoto e a necessidade de pré-tratamento do mesmo dependem de vários fatores, sendo que alguns desses serão discutidos a seguir.

2.2 Configurações utilizadas

As configurações mais comuns dos SACs diferem entre si quanto ao nível de água em relação ao meio suporte (superficial ou subsuperficial), quanto à direção do escoamento do líquido a ser tratado (horizontal, vertical ou híbrido) e pelos tipos de plantas utilizadas (VYMAZAL, 2010). Na Figura 1 estão representadas as configurações mais comuns dos SACs de acordo com Vymazal e Kroepfelová (2008) adaptado por Sezerino *et al.* (2015), sendo as comuns os SACs de escoamento superficial (SACs-ES), de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) e de escoamento vertical (SACs-EV). A escolha da configuração dos SACs é de grande importância, pois, juntamente com outros fatores, como as características intrínsecas da água residuária; as condições climáticas (temperatura) e operacionais, dos quais destaca-se o tempo de detenção hidráulica (TDH), que é o tempo em que o efluente irá permanecer na unidade durante o tratamento, e as taxas de carregamento, podem influenciar diretamente na eficiência de tratamento do sistema (MATOS; BRASIL; MONACO, 2013; SEZERINO *et al.*, 2015).

Figura 1 - Classificação dos Sistemas Alagados Construídos.

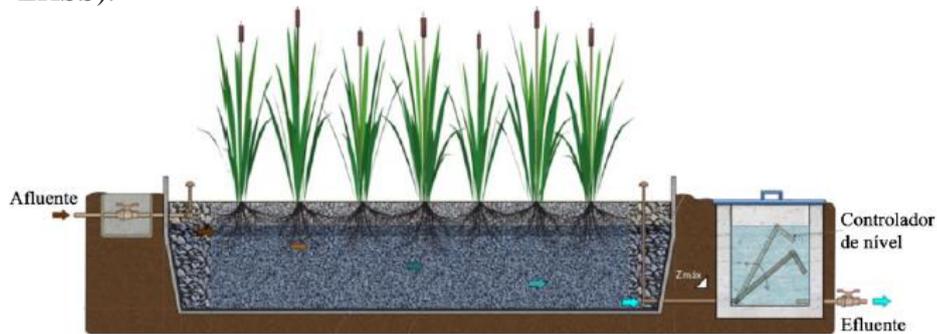


Fonte: Adaptado por Sezerino *et al.* (2015) e de Vymazal e Kroepfelová (2008).

Cada configuração apresentada possui particularidades que podem potencializar as remoções de poluentes nos SACs, e algumas possuem vantagens em relação a outras. Os SACs-EHSS, por exemplo, geralmente possuem baixa capacidade de nitrificação, já que o escoamento ocorre abaixo do nível do leito, e a transferência de oxigênio pelas raízes é baixa, prejudicando o processo de nitrificação (RAMOS *et al.*, 2017). Por outro lado, nesta configuração há um grande potencial de remoção por desnitrificação, dada a predominância de condições anóxicas e anaeróbias, absorção por plantas e volatilização (HU *et al.*, 2008; VYMAZAL, 2005).

Ao mesmo tempo que os SACs-EHSS (FIGURA 2) possuem grande potencial de remoção de diferentes poluentes, sendo os mais estudados, são também as unidades que requerem maiores áreas, sendo alvo de pesquisas para possibilitar a redução da demanda de espaço físico. Já nos SACs-EV (FIGURA 3) de maior potencial redox, as condições são mais propícias para a nitrificação, mas não para a desnitrificação (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016), além de ter a vantagem da dispensa da presença de etapas de pré-tratamento biológico (DOTRO *et al.*, 2017), podendo ser utilizada como primeira etapa do tratamento (após a etapa preliminar).

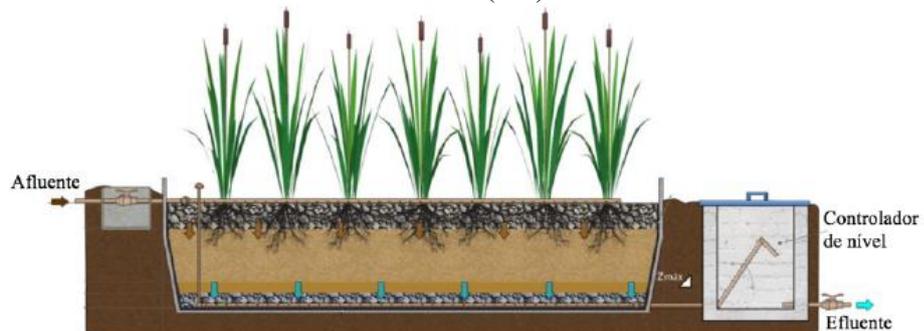
Figura 2 - Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS).



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

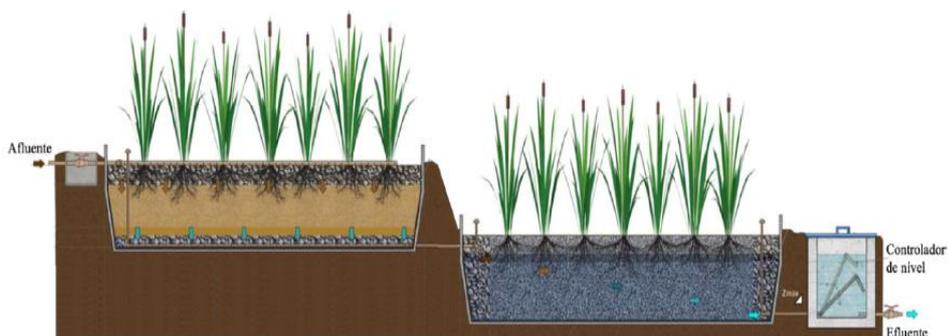
Figura 3 - Sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACs-EV).

**Escoamento
Vertical (EV)**



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Figura 4 - Sistema híbrido (escoamento vertical + escoamento horizontal).



Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

Sendo assim, pode ser interessante conjugar as duas unidades (de escoamento vertical e horizontal), como nos sistemas denominados híbridos (FIGURA 4), possibilitando nitrificação e desnitrificação, aproveitando também outras vantagens comparativas de cada uma das configurações (DAVIS, 1995; LEHL *et al.*, 2015; SEZERINO *et al.*, 2015). As associações

mais frequentes de sistemas híbridos são aquelas que unem os sistemas plantados de escoamento vertical e horizontal (VYMAZAL, 2005).

A alternância de condições de potencial redox, como nos sistemas híbridos descritos, também é salutar para remoção de fósforo por microrganismos acumuladores de fosfato (LOURES *et al.*, 2006; YUAN; PRATT; BATSTONE, 2012). Sendo assim, para que maiores eficiências de remoção de nutrientes sejam alcançadas, é necessário escolher plantas adequadas, meio suporte e configurações que permitam proporcionar condições para haver complexas interações, de forma a intensificar as unidades e torná-las mais eficientes.

Já a introdução de plantas e a escolha adequada das espécies vegetais, proporcionam maior capacidade de extração de nutrientes, aumento na disponibilidade de oxigênio (nas microzonas aeradas), contribui para maior diversidade microbiana, e, conseqüentemente, podem elevar as eficiências de remoção. Da mesma forma, sabe-se que a presença de meio suporte favorece maiores remoções por filtração e adsorção (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2009; 2010).

2.3 Plantas utilizadas

As plantas possuem um importante papel em relação ao tratamento de águas residuárias através de SACs. Desde o início do século XX as plantas aquáticas (macrófitas) vêm sendo utilizadas em sistemas alagados naturais, propiciando a depuração de águas residuárias através dos diversos componentes do sistema (meio suporte, planta e regime hidráulico) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Existe uma grande variedade de espécies que podem ser utilizadas em SACs, porém, alguns fatores devem ser levados em consideração na escolha da espécie como o tipo de água residuária; capacidade de adaptação às condições climáticas e a ambientes alagados e de elevada condutividade elétrica; capacidade de extração de nutrientes, dentre outras (MATOS; MATOS, 2017; VON SPERLING; SEZERINO, 2018). De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a presença de plantas em SACs contribuem com maiores eficiências de remoção de poluentes comparado aos SACs não vegetados, principalmente quando as plantas estão em pleno desenvolvimento vegetativo, o que aumenta a absorção de nutrientes.

A escolha e o manejo correto das espécies cultivadas são fatores que possibilitam elevar o desempenho das unidades, sendo desejável optar por espécies resistentes e que apresentem maior capacidade de absorção de nutrientes. Além de contribuírem com o tratamento do

efluente é possível ainda, optar pelo uso de plantas ornamentais, que podem ser utilizadas para fins econômicos, e que tendem a favorecer a aceitação dos usuários em relação à implantação dos SACs por se tornarem mais atrativos visualmente (MARÍN-MUNIZ *et al.*, 2018; SANDOVAL-HERAZO *et al.*, 2018).

Em relação ao manejo, recomenda-se que sejam realizados cortes com certa frequência, no intuito de se elevar a capacidade de extração de nutrientes e de outros compostos, pois esse procedimento induz o crescimento, sendo que é justamente na fase de crescimento que as plantas demandam maiores quantidades de nutrientes. Dessa forma, a biomassa proveniente dos cortes pode ser aproveitada no processo de compostagem (CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI *et al.*, 2017; VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Além disso, há diminuição da disponibilização de poluentes no meio e da liberação de sólidos vegetais oriundos da senescência vegetal (DOTRO *et al.*, 2017; MATOS; MATOS, 2017).

Dado o potencial de uso de plantas em SACs, diferentes estratégias vêm sendo estudadas com intuito de obter maior produtividade e extração de nutrientes das águas residuárias. Dentre as quais, pode-se citar a promoção de crescimento vegetal pela aplicação de fitohormônios de crescimento como o ácido giberélico (ARAÚJO, 2017), avaliação da densidade adequada de plantas (PANRARE *et al.*, 2016), uso da policultura (LEIVA *et al.*, 2018) e a frequência adequado do corte da parte aérea (VERHOFSTAD *et al.*, 2017).

Como espécies vegetais já avaliadas em SACs, pode-se citar a taboa (FIA *et al.*, 2011; MATOS *et al.*, 2018), capim-elefante (FIA *et al.*, 2011; MIRANDA *et al.*, 2019), capim-tifton (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; MIRANDA *et al.*, 2019), capim-azevém (FIA *et al.*, 2010), capim-vetiver (TEIXEIRA *et al.*, 2021), aveia preta (FIA *et al.*, 2010), alternantera (FIA *et al.*, 2008), mentha aquática (AVELAR *et al.*, 2014), helicónia, lírio-do-brejo e tiriricão (SARMENTO; BORGES; MATOS, 2013), erva de bicho (RAMOS *et al.*, 2017), dentre outras.

2.4 Capim-vetiver

No Brasil existem estudos com a utilização de diversas espécies de plantas em SACs, dentre as mais comuns, destaca-se o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Essa espécie, classificada com C4, é altamente resistente e apresenta elevadas taxas de crescimento, requisitos desejáveis para finalidade apresentada. Os primeiros registros de utilização do mesmo foram em meados dos anos 2000 na Austrália (VIERITZ *et al.*, 2003).

Além de apresentar boa capacidade de extração de nutrientes, é tolerante a níveis tóxicos de metais e a variações bruscas de temperatura, e ainda apresenta um sistema radicular extenso que pode alcançar de 3 a 5 m de comprimento. Por essas razões, essa espécie tem sido utilizada em diversas pesquisas relacionadas a depuração de águas residuárias em SACs (MORAIS, 2019; RAMOS *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2021).

O sistema radicular do capim-vetiver também promove respostas antimicrobianas para alguns grupos de organismos como os da família *Enterobacteriaceae*, e pode apresentar efeitos letais para *Escherichia coli* (SRIVASTAVA; CHANDRA; SINGH, 2007). Além disso, segundo Teixeira *et al.* (2021), o capim-vetiver é indicado para utilização em SACs recebendo elevados carregamentos de poluentes, como em primeira etapa de tratamento de águas residuárias e/ou visando a redução de área para tratamento.

2.5 Configurações alternativas

Como toda unidade de tratamento, no entanto, os SACs também apresentam desvantagens, como a dependência de fatores ambientais, a colmatação do meio poroso e o grande requerimento de área (VALIPOUR; RAMAN; GHOLE, 2009).

Os SACs-EHSS, de maior eficiência na remoção de uma grande de poluentes, além de demandarem maior área para instalação, também são mais propícios à colmatação precoce, fenômeno que está relacionado aos mecanismos de depuração de águas residuárias (BAPTESTINI *et al.*, 2017; MATOS *et al.*, 2017; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018; MIRANDA *et al.*, 2016). Sendo assim, pode inviabilizar o seu emprego em algumas condições e demandar mais frequente manutenção, com custos associados à troca do meio suporte.

Diante dos inconvenientes apresentados, percebe-se que é necessário a busca por soluções descentralizadas que aliem elevadas eficiências, menores requisitos de área e menor risco de problemas operacionais em um curto prazo de tempo (TREIN *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2015). Assim, desenvolver e avaliar configurações alternativas em SACs, visando contornar suas principais desvantagens, pode facilitar a difusão da técnica de tratamento para locais desprovidos de tratamento e que não possuem muitos recursos para investimento.

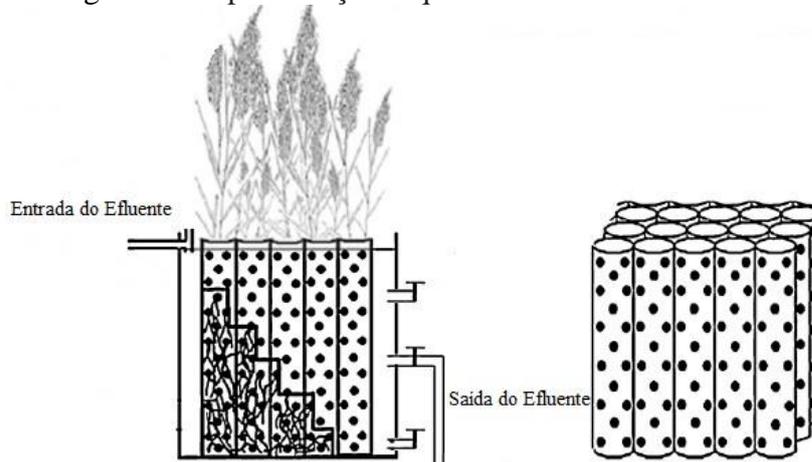
Ilyas e Masih (2017) elencam opções de intensificação de SACs avaliados na literatura, como o aumento da profundidade, a introdução de chicanas e aeração artificial das unidades. No entanto, muitas das alternativas apresentadas pelos autores fariam com que o sistema deixasse de ser essencialmente natural, uma de suas principais vantagens, dificultando a

introdução da tecnologia em regiões mais carentes. Recentemente, porém, uma nova variante dos SACs foi desenvolvida e apresentada à comunidade científica, sendo denominada Bio-Rack (SACs-BR), uma opção mais econômica para possibilitar a redução dos requisitos de área dos SACs.

2.6 Sistemas Alagados Construídos do tipo bio-rack (SACs - BR)

Desenvolvido por Valipour, Raman e Ghole (2009), os SACs-BR são reatores preenchidos com tubos perfurados e dispostos na vertical, nos quais se desenvolve o sistema radicular das plantas, conforme ilustrado na Figura 5.

Figura 5 - Representação esquemática de um SAC - BR.



Fonte: Adaptado de Marchand *et al.* (2014).

Segundo Jamshidi *et al.* (2014), a inserção dos tubos perfurados, contribui para propiciar uma alternância de escoamento vertical e horizontal, a maior interação entre raízes e caule das plantas, além de servir como superfície para fixação e crescimento do biofilme. Conseqüentemente, na configuração do bio-rack, há o aproveitamento do potencial dos SACs-EV, menos sujeito à colmatação, que não requer pré-tratamento e de maior capacidade de nitrificação; e dos SACs-EHSS, que são mais eficientes e mais propícios à ocorrência da desnitrificação (MARCHAND *et al.*, 2014).

Além disso, a ausência do meio suporte de preenchimento, substituído pelos tubos para o crescimento e fixação de plantas e microrganismos, tende a aumentar o tempo de vida útil das unidades pelo retardo da colmatação. Soma-se a isso, o fato de que as modificações feitas nesse sistema não iriam contra uma das principais vantagens dos SACs, que é a simplicidade

operacional e de construção, ao contrário, por exemplo, da introdução artificial de oxigênio. Assim, poderiam ser utilizados até como única unidade de tratamento em soluções descentralizadas.

Diante do potencial da nova tecnologia, trabalhos foram conduzidos comparando os SACs convencionais e SAC-BR, encontrando melhores eficiências e a possibilidade de se reduzir a demanda de área (SATHE; MUNAVALLI, 2019; VALIPOUR; RAMAN; GHOLE, 2009), importante resultado para fomentar a maior adoção da tecnologia. Como outros resultados obtidos em experimentos conduzidos com SACs-BR, pode-se citar os trabalhos de Valipour *et al.* (2009) e Marchand *et al.* (2014), respectivamente, que avaliaram diferentes TDHs e modificações nas configurações dos SACs-BR. Ou de Wang *et al.* (2012), que observaram que as maiores remoções de N ocorrem por nitrificação/desnitrificação e por absorção, enquanto a absorção é a rota mais efetiva na redução da concentração de P. Assim, pode haver plantas mais indicadas para se usar em SACs-BR, assim como verifica-se em SACs-EHSS, sobretudo espécies de maior capacidade de extração e, possivelmente, que alcançam maior extensão radicular.

Consequentemente, há um grande novo campo de investigação, que é a investigação das melhores condições de operação de SACs-BR e se esses poderiam ser alternativas eficientes como primeira ou etapa única no tratamento descentralizado de esgotos.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas**, 2017. Disponível em: <http://atlassesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 jan. 2021.

ARAÚJO, E. D. **Efeitos do ácido giberélico no capim-tifton-85 cultivado em sistemas alagados construídos operados em bateladas**. 2017. 64 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2017.

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

BAI, X.; CHEN, X.; CHEN, K. Impact of water depth on root morphology of *Juncellus serotinus* (Cyperaceae). **Nordic Journal of Botany**, [S.l.], v. 32, p. 245–250, 2014.

BAPTESTINI, G. C. F. *et al.* Hydraulic conductivity variability in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, [S.l.], v. 37, p. 333-342, 2017.

BRASIL, Constituição (1998). **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF: Diário Oficial da União [2007]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 20 out. 2020.

_____. Constituição (1998). **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984 (...). Brasília, DF: Diário Oficial da União [2020]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 9 mar. 2021.

_____. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, DF: Diário Oficial da União [2020]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 20 out. 2020.

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

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

DAVIS, L. A. **Handbook of Constructed Wetlands**. 1. ed. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, USEPA, 1995.

- DOS SANTOS, F. F. S. *et al.* O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S.l.], v. 4, n. 1, 2018.
- DOTRO, G. *et al.* **Treatment Wetlands**. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing, 2017. v. 7. 154 p.
- FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 6, n. 1, 2011.
- FIA, R. *et al.* Desempenho agrônômica da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.
- FIA, R. *et al.* Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 842-847, 2010.
- FONDER, N; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 51, p. 203-211, 2013.
- HU, M. H. *et al.* Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatica* Forsskal) in a deep flow technique system. **Agricultural Water Management**, [S.l.], v. 95, n. 5, p. 607-615, 2008.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2008. 219 p.
- ILYAS, H.; MASIH, I. Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 24, n. 13, p. 12081-12091, 2017.
- JAMSHIDI, S. *et al.* Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with *Phragmites* sp. and *Typha* sp. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 131, 2014.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. 2014. 1050 p.
- JUNG, Y. T.; LOU, W.; CHENG, Y. L. Exposure-response relationship of neighbourhood sanitation and children's diarrhoea. **Tropical Medicine and International Health**, [S.l.], v. 22, n. 7, p. 857-865, jul. 2017.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press, 2009, 1016 p.

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, 2018.

LOMBARD-LATUNE, R. *et al.* Performance and reliability comparison of French vertical flow treatment wetlands with other decentralized wastewater treatment technologies in tropical climates. **Water Science & Technology**, London, v. 82, n. 8, p. 1701-1709, 2020.

LOURENÇO, N.; NUNES, L. M. Review of Dry and Wet Decentralized Sanitation Technologies for Rural Areas: Applicability, Challenges and Opportunities. **Environmental Management**, New York, v. 65, p. 642-664, 2020.

LOURES, A. P. S. *et al.* Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

MARCHAND, L. *et al.* Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 64, p. 291-300, 2014.

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, 2018.

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

MATOS, A. T. *et al.* Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, [S.l.], v. 17, p. 383-391, 2009.

MATOS, A. T. *et al.* Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim Napier (*Pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na Agricultura-REVENG**, Viçosa, v. 19, n. 5, p. 469-477, 2011.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; MONACO, P. A. Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 319-331, 2013.

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

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

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

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

MIRANDA, S. T. *et al.* Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering, [S.l.]**, v. 31, p. 100871, 2019.

MORAIS, C. J. **Influência da profundidade do meio suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim vetiver**. 2019. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

PANRARE, A.; TONDEE, T.; SOHSALAM, P. Effect of plant density in constructed wetland on domestic wastewater treating efficiency. **International Journal of Applied and Physical Sciences**, Barcelona, n. 2, v. 11, p. 7-12, 2016.

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

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

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

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

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

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, 2018.

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

SATHE, S. M.; MUNAVALLI, G. R. Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system. **Journal of Water Process Engineering**, Maharashtra, v. 28, p. 240-249, 2019.

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SOUSA, A. C. A.; GOMES, J. P. Desafios para o investimento público em saneamento no Brasil. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n.7, p. 36-49, 2020.

SRIVASTAVA, J.; CHANDRA, H.; SINGH, N. Allelopathic response of *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash on members of the family Enterobacteriaceae and *Pseudomonas* spp. **The Environmentalist**, [S.l.], v. 27, n. 2, p. 253-260, 2007.

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

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Modeling of productivity and nutrient extraction by the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, Part A, p. 1-9, 2021.

TEIXEIRA, D. L. **Modelagem da evapotranspiração e da capacidade de extração de nutrientes/poluentes em sistemas alagados construídos**. 2018. 107 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

TREIN, C. M. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

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

VERHOFSTAD, M. J. J. M. *et al.* Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 106, p. 423-430, 2017.

VIERITZ, A. *et al.* Modelling Monto vetiver growth and nutrient uptake for effluent irrigation schemes. *In: THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON VETIVER AND EXHIBITION*, 2003. **Proceedings** [...], Guangzhou, China 2003.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB–maturation ponds–coarse filter; UASB–horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science and Technology**, London, v. 71, n. 3, p. 329-337, 2015.

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

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

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, [S.l.], v. 45, n. 1, p. 61-69, 2010.

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

WANG, J. et al. Contaminant removal from low-concentration polluted river water by the bio-rack wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, Village, v. 24, n. 6, p. 1006-1013, 2012.

WHO. World Health Organization. World Health Statistics. **Health-related Millennium Development Goals**, 2015. 27 p. Disponível em http://www.who.int/gho/publications/world_health_statistics/EN_WHS2015_Part1.pdf?ua=1. Acesso em: 02 out. 2019.

WU, H. *et al.* A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource Technology*, Barking, v. 175, p. 594-601, 2015.

YUAN, Z.; PRATT, S.; BATSTONE, D. J. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology*, [S.l.], v. 23, n. 6, p. 878-883, 2012.

ZAGO, M.; DUSI, L. Tratamento de esgoto por fossa séptica e unidades complementares: estudo de caso na cidade de Fraiburgo-SC. *Ignis. Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação*, Santa Catarina, v. 6, n. 2, 2017.

ZHAO, X. *et al.* Simultaneous removal of nitrogen and dimethyl phthalate from low-carbon wastewaters by using intermittently-aerated constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, New York, v. 404, p. 124130, 2021.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, v. 21, n. 1. p. 29-42, 2016.

CAPÍTULO 2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK OPERANDO COMO ETAPA ÚNICA NO TRATAMENTO DE ESGOTOS: AVALIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA IDEAL

RESUMO

Sistemas Alagados Construídos do tipo Bio-Rack (SAC-BR) são uma recente configuração desenvolvida no intuito de reduzir a demanda de área, aumentar o tempo de vida útil e propiciar o tratamento descentralizado de esgotos em etapa única. No entanto, ainda se deve investigar as melhores condições de operação. Assim, objetivou-se avaliar o tempo de detenção hidráulica (TDH) ideal para SACs-BR cultivados com capim-vetiver operando como fase única no tratamento de esgoto. Para isso, foram confeccionados quatro SAC-BR em escala experimental com TDH de 6, 12, 24 e 48 h, SAC-BR A, B, C e D, respectivamente. Foram utilizadas 4 bombonas com capacidade de 100 L, altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m² preenchidas com 12 tubos de PVC perfurados e plantados com capim-vetiver. As variáveis analisadas semanalmente foram pH, condutividade elétrica (CE), DBO, DQO, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT), tendo avaliações quinzenais de coliformes termotolerantes (CTer). As eficiências de remoção para os SAC-BR A, B, C e D, respectivamente, alcançaram 27, 50, 58 e 67% de DBO, 20, 29, 65 e 74% de DQO, 1,1, 11, 15 e 32 % de NTK, 1,4, 12, 18, e 29% de PT, e 15, 39, 59, e 84% de CTer. Com base nos resultados obtidos em temperatura média do ar de 24,1 °C, observou-se que o SAC-BR D (TDH = 48 h) apresentou melhor desempenho, tendo eficiências semelhantes aos tanques sépticos, podendo ser empregado como primeira etapa do tratamento descentralizado de águas residuárias.

Palavras-chave: SAC-BR. remoção de poluentes. TDH. Tratamento descentralizado. Wetlands Construídos.

ABSTRACT

Bio-Rack Constructed Wetlands (BR-CWs) are a new configuration developed to reduce the area demand, increase the operational life cycle and provide decentralized sewage treatment in a single step. However, it is still necessary to investigate the best operating conditions, especially for tropical regions. Thus, the aim was to evaluate the ideal hydraulic retention time (HRT) for BR-CWs cultivated with vetiver grass operating as a single phase in the treatment of sewage. For that purpose, four BR-CWs were made on an experimental scale (HRT: 6, 12, 24 and 48 h), named as A, B, C and D BR-CWs, respectively. Four 100-L plastic tanks with depth of 0.65 m, 0.45 m of internal diameter and a surface area of 0.16 m², filled with twelve perforated PVC pipes and planted with vetiver grass were used. The variables analyzed weekly were pH, electrical conductivity (CE), BOD, COD, total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total phosphorus (PT), with evaluations of thermotolerant coliforms occurring every two weeks. The average removal efficiencies for A, B, C and D BR-CWs were 27%, 50%, 58% and 67% of BOD, 20%, 29%, 65% and 74% COD, 1%, 1%, 11%, 15% and 32 % of TKN, 1%, 4%, 12%, 18%, and 29% of PT, and 15%, 39%, 59%, and 84% of thermotolerant coliforms. Based on the results obtained at an average air temperature of 24.1°C, it was observed that the BR-CW with 48 h of HRT performed better, having efficiencies similar to septic tanks, and being fit for use as the first step in the decentralized treatment of wastewater.

Keywords: BR-CW. Constructed Wetlands. Decentralized treatment. HRT. Pollutant removal.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com dados recentes do Atlas de Esgoto (ANA, 2017), no Brasil, apenas 43% da população urbana é atendida por sistema coletivo de coleta e tratamento de esgoto, e, além dos danos ambientais, prejuízos à saúde pública também são reflexos desse cenário. Em pequenos municípios, esse cenário é ainda mais preocupante, pois a maioria deles possui um contingente populacional disperso, com muitos residentes no meio rural, o que dificulta a cobertura destes locais pelos serviços de saneamento centralizado.

As concepções convencionais de tratamento foram, por muito tempo, consideradas como solução mais conveniente para ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto no Brasil. Porém, essa abordagem traz diversas limitações, dentre elas, os elevados custos de construção e manutenção dos reatores, a necessidade de mão de obra qualificada, a instalação de longos sistemas de adução, razão pela qual, pequenos municípios e zonas rurais não são contempladas com esses sistemas (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009). Sendo assim, soluções descentralizadas de tratamento vêm ganhando atenção, pois, além dos baixos custos de construção e operação, possibilitam a realização de depuração das águas residuárias contribuindo para redução da contaminação do corpo receptor, ou ainda, possibilitando o reúso da água.

A solução descentralizada mais empregada, no entanto, o tanque séptico, não possibilita a remoção de nutrientes e patógenos com elevadas eficiências e a que possui limitada capacidade de remoção de matéria orgânica, fazendo-se necessário a inclusão de etapas de pós-tratamento (CHERNICHARO *et al.*, 2006; JORDÃO; PESSÔA, 2014; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Dessa forma, outras tecnologias mais eficientes vêm sendo desenvolvidas, a exemplo dos Sistemas Alagados Construídos (SACs), também conhecidos como *Wetlands*.

Os SACs são unidades de tratamento que se baseiam em princípios naturais de depuração de poluentes. São escavações impermeabilizadas que, em sua maioria, possuem meio de suporte no leito, geralmente brita ou areia, e podem ser cultivados com plantas. A interação entre o meio suporte e o sistema radicular das plantas possibilita o desenvolvimento de microrganismos, que desempenham o papel de assimilação microbiana no tratamento de efluentes, e ainda, promove a remoção de poluentes por outros mecanismos como adsorção, absorção, filtração e precipitação, e ainda a liberação de substâncias antimicrobianas, proporcionando a redução da contagem de organismos patogênicos (AVELAR *et al.*, 2014; KADLEC; WALLACE, 2009; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; PRATA *et al.*, 2013).

Além de serem reatores essencialmente naturais, os SACs são vantajosos por apresentarem baixos custos de implantação e operação, e não necessitam de mão de obra especializada para manutenção. Como vantagem adicional, em sistemas plantados, é possível haver benefícios econômicos com o aproveitamento da massa vegetal gerada (para alimentação animal, adubação verde ou artesanato), e pode-se transformar a área de tratamento em local de harmonia paisagística, facilitando o processo de aceitação desta tecnologia pelos usuários (KADLEC; WALLACE, 2009; MARÍN-MUNIZ *et al.*, 2018; MATOS; MATOS, 2017; SANDOVAL-HERAZO *et al.*, 2018; VYMAZAL, 2005). O potencial de eficiência dos SACs depende de alguns fatores como temperatura, tempo de detenção hidráulica, espécie de planta utilizada, configuração utilizada, dentre outras.

As configurações mais comuns utilizadas em SACs diferem quanto à direção do escoamento e exposição da lâmina e são: SACs de escoamento subsuperficial vertical (SACs-EV), SACs de escoamento superficial e SACs de escoamento subsuperficial horizontal (SACs-EHSS) (KADLEC; WALLACE, 2009). Os últimos são os mais estudados em função do maior potencial de remoção de nutrientes e desnitrificação, no entanto, demandam maior área, requerem pré-tratamento e possuem menor capacidade de nitrificação em comparação com os SACs-EV (HU *et al.*, 2008; KANTAWANICHKUL; WANNASRI, 2013; RAMOS *et al.*, 2017).

Como toda unidade de tratamento, os SACs apresentam algumas desvantagens, como a dependência de fatores ambientais, colmatação (com redução do tempo de vida útil) e grande demanda por área (necessidade de grande tempo de detenção hidráulica – TDH). Pelos motivos descritos, novas concepções passaram a ser pesquisadas com intuito de tornar os reatores mais eficientes e permitir a redução do requisito de área, como, por exemplo, SACs aerados e a introdução de chicanas nas unidades (AALAM; KHALIL, 2019; LEHL *et al.*, 2016). No entanto, essas modificações podem inviabilizar algumas das principais vantagens dos SACs, que são a simplicidade de construção, operação e manutenção das unidades.

Nos últimos anos, foi desenvolvida uma nova configuração de sistema alagado construído, o bio-rack (SACs-BR). Esses se caracterizam por serem reatores preenchidos por tubos perfurados dispostos na vertical, nos quais se desenvolve o sistema radicular de plantas e o biofilme microbiano. A inserção dos tubos contribui para propiciar uma alternância de escoamento vertical e horizontal (sistema híbrido), podendo associar as vantagens das duas configurações, a maior interação entre raízes e caule das plantas, além de servir como superfície para fixação e crescimento do biofilme (JAMSHIDI *et al.*, 2014).

Dessa forma, os SACs-BR demandariam uma área menor de implantação, não requereriam pré-tratamento, proporcionariam eficiências semelhantes às configurações tradicionais de SACs e poderiam ter maior tempo de vida útil (pela ausência de meio suporte filtrante), sendo ideais para atender o tratamento descentralizado de pequenas comunidades (SATHE; MUNAVALLI, 2019; VALIPOUR; RAMAN; GHOLE, 2009). Porém, ainda são necessárias investigações das melhores condições de operação da unidade, como, por exemplo, as cargas aplicadas e o tempo de detenção hidráulica (TDH) ideal.

Nesse sentido, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar entre quatro diferentes TDH's, o de melhor desempenho para Sistemas Alagados Construídos do tipo Bio-Rack (SACs-BR) cultivados com capim-vetiver operando como etapa única no tratamento de efluente sanitário proveniente de *campus* universitário.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

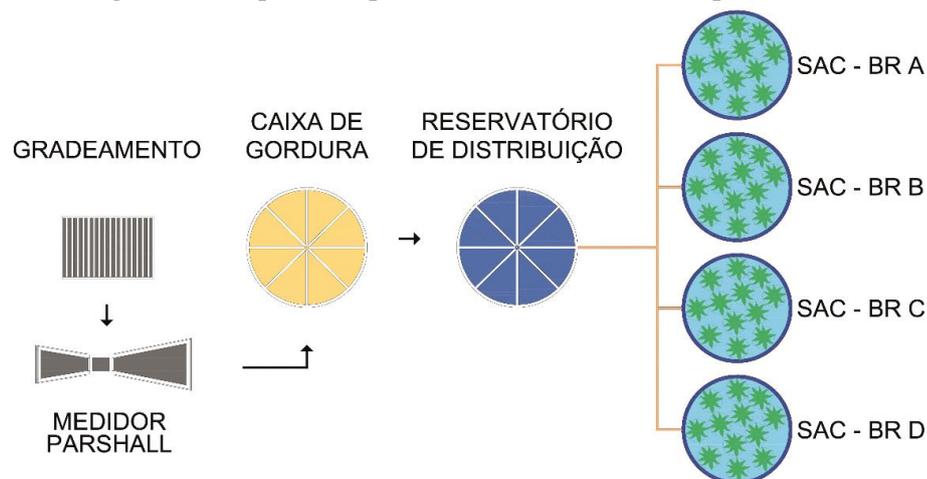
2.1 Descrição da área experimental

A pesquisa foi conduzida em uma área experimental anexa à Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), no município de Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 44°59'W. A ETE-UFLA recebe o esgoto gerado no próprio *campus*, proveniente de sanitários, laboratórios, hospitais universitários, cantinas, refeitórios, dentre outras instalações. Vale ressaltar, que os efluentes químicos gerados nos laboratórios são coletados separadamente.

Duas elevatórias encaminham o esgoto gerado no *campus* universitário para a ETE-UFLA. O mesmo passa por grades grossas e finas, medidor Parshall e um tanque, que serve como caixa de gordura e de passagem, de onde o esgoto é bombeado para reatores UASB. Dos reatores anaeróbios, o esgoto flui para Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), filtros de areia, cloradores e tanque de contato com lâmpadas UV.

Após passar pelo gradeamento, medidor Parshall e caixa de gordura para um reservatório de distribuição de onde foi bombeado para alimentação dos sistemas alagados construídos do tipo Bio-Rack (SACs-BR) (FIGURA 1), com intuito de avaliar a possibilidade do uso dos SACs-BR como primeira etapa do tratamento descentralizado.

Figura 1 - Esquema representativo da unidade experimental.



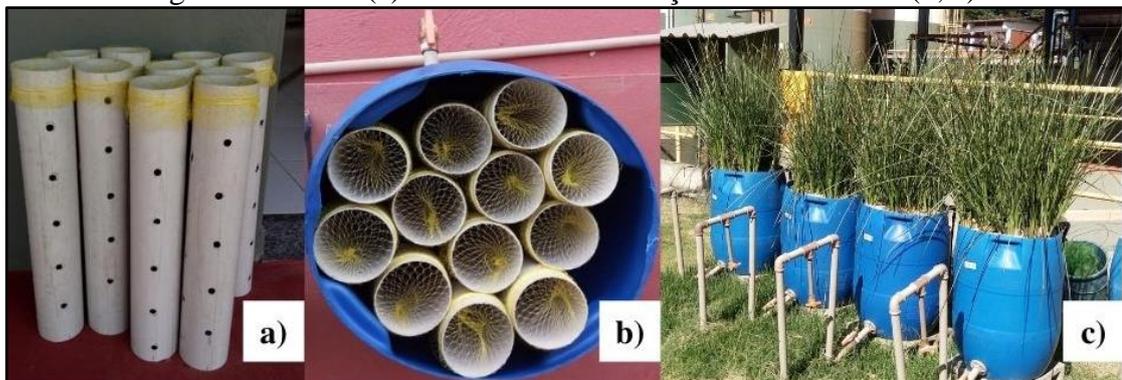
Fonte: Da autora (2021).

2.2 Descrição dos aspectos construtivos e operacionais dos SACs-BR

Para confecção dos SACs-BR, foram utilizadas 4 bombonas com capacidade de 100 L, com altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m². Cada uma delas foi preenchida com 12 tubos de PVC de 100 mm de diâmetro e 0,60 m de altura, perfurados por toda superfície com orifícios de 20 mm com espaçamento de aproximadamente 10 cm entre um orifício e outro, perfazendo-se um total de aproximadamente 20 furos por tubo. Em cada tubo foram fixadas, com auxílio de elásticos de látex, redes plásticas para auxiliar no suporte do sistema radicular das plantas, conforme apresentado na Figura 2.

Para alimentação das unidades com esgoto do tratamento preliminar, foram utilizadas 4 bombas peristálticas dosadoras da marca Prominent® que bombearam o efluente armazenado no reservatório de distribuição com capacidade de 350 L. A tubulação de entrada do efluente foi posicionada a meia altura da bombona, enquanto a de saída a 5 cm do nível da base do recipiente (FIGURA 3).

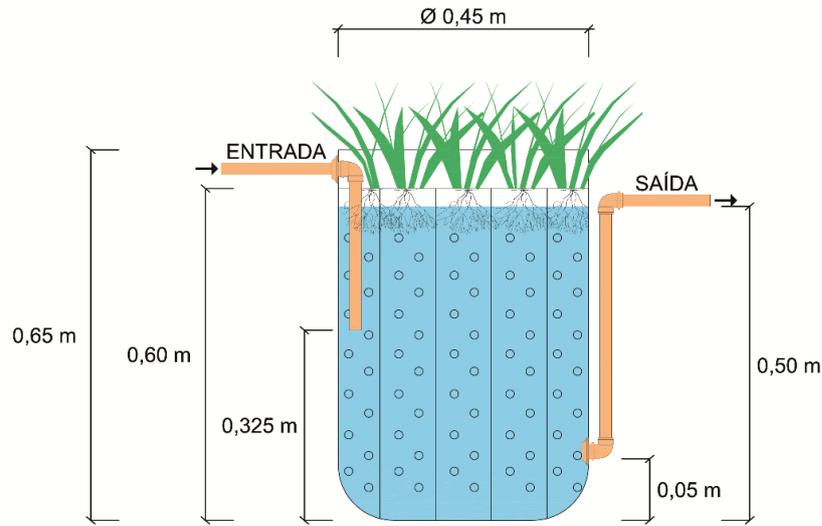
Figura 2 - Tubos (a) utilizados na confecção dos SACs-BR (b, c).



Fonte: Da autora (2021).

Após inserção dos tubos nas bombonas, foi realizado o plantio das mudas, no dia 12 de setembro de 2019. A espécie vegetal utilizada foi a *Chrysopogon zizanioides* (capim-vetiver), em função do elevado potencial do crescimento da raiz, importante para utilização em uma unidade com elevada lâmina d'água (0,5 m). Em cada SAC-BR foram plantadas 24 mudas, 2 em cada tubo (densidade de 150 mudas por m²). Inicialmente, para adaptação da espécie, utilizou-se 90 litros de uma mistura composta por água (75%) e esgoto bruto (25%). A cada dez dias o líquido foi substituído, aumentando a proporção de esgoto em 25%. Assim, ao final de 30 dias de adaptação, o líquido utilizado foi inteiramente composto por esgoto bruto.

Figura 3 - Medidas e tubulações de entrada e saída dos SAC-BR.



Fonte: Da autora (2021).

Como ressaltado anteriormente, os SACs-BR foram alimentados com o esgoto proveniente do sistema de tratamento preliminar da ETE-UFLA, com vazão equivalente para proporcionar tempos de detenção hidráulica (TDH) de 6, 12, 24 e 48 horas, respectivamente, nos SACs-BR denominados A, B, C e D. A escolha dessas condições operacionais foi para possibilitar a realização de comparações com o TDH de projeto utilizado em tanques sépticos (12 a 24 h), reatores mais empregados em soluções individuais; e com o TDH reportado na literatura para SACs-EHSS (1 a 2 d), além de ter um tratamento com retenção de líquido mais baixo (6 h), propiciando avaliar a possibilidade de redução de área.

As vazões foram determinadas em função do TDH teórico preestabelecido para cada SAC-BR e considerando 90 L como volume útil utilizando a seguinte equação:

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

Em que,

Q = Vazão ($L d^{-1}$);

V = Volume útil (L);

TDH = Tempo de detenção hidráulica teórico, sem correção da evapotranspiração (dias).

O controle das vazões foi realizado diariamente por meio de medição direta e regulagem das bombas. Ainda assim, ocorreram variações em relação às vazões teóricas e, portanto, houve também alteração no TDH teórico para cada SAC-BR (TABELA 1). Com base nos registros diários de vazão foi calculada a vazão média de campo. Também foi realizado o registro das

vazões de saída de cada SAC-BR para auxiliar na determinação das eficiências de remoção com base na carga aplicada e de saída.

Tabela 1 - Características operacionais dos SACs-BR.

SAC-BR	TDH de projeto (horas)	TDH com base nas vazões de campo (horas)	Vazão média de Campo (L d ⁻¹)
SAC-BR A	6	5,4	400
SAC-BR B	12	10,7	201
SAC-BR C	24	21,4	101
SAC-BR D	48	40,8	53

Fonte: Da autora (2021).

2.3 Monitoramento físico, químico e microbiológico

Ao longo do período de funcionamento dos SACs-BR foi realizado o monitoramento da qualidade do afluente e efluente dos reatores através de análises semanais das seguintes variáveis físicas - potencial hidrogeniônico (pH); condutividade elétrica (CE), químicas - demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); fósforo total (PT) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), e microbiológicas - Coliformes Totais e Termotolerantes, conforme estabelecido no *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2005) através dos métodos descritos a seguir:

- i. pH - método potenciométrico com medidor MS Tecnopon (mPA210);
- ii. CE - condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650;
- iii. DBO - por titulação do oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler após 5 dias de incubação da amostra a 20 °C;
- iv. DQO - refluxo fechado titulométrico;
- v. PT - método do ácido ascórbico com leitura em espectrofotômetro;
- vi. NTK - método micro-Kjeldahl e;
- vii. Coliformes totais e termotolerantes - método dos tubos múltiplos.

O período de funcionamento do sistema teve duração total de 187 dias, entre de 27 de outubro de 2019 a 30 de abril de 2020, durante esse período foram realizadas 22 coletas. As coletas foram realizadas no período da manhã, em garrafas plásticas com capacidade de 500 mL. Após a coleta, as amostras eram encaminhadas imediatamente para os laboratórios de

Águas Residuárias e de Microbiologia aplicada ao Saneamento, do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, para realização das análises.

A partir dos resultados obtidos semanalmente para cada variável foi possível calcular o desempenho de cada SACs-BR a partir da eficiência de remoção de cada variável (EQUAÇÃO 2).

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

Em que:

E = Eficiência (%);

C_i = Concentração afluente;

C_f = Concentração efluente;

As temperaturas do ar foram obtidas do banco de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), para a Estação 83687 de Lavras-MG, com registros horários de temperatura às 00, 12 e 18 h.

Foram feitas comparações das eficiências durante todo o período de monitoramento e dividindo em fases segundo eventos que ocorreram durante a realização do experimento, sendo: Período de aulas (Fase I), Férias (Fase II) e Distanciamento social pela pandemia do COVID-19 (Fase III). A Fase I teve duração de 27/10/19 à 08/12/19 e de 02/03/20 à 24/03/20, a Fase II de 09/12/19 à 01/03/20 e a Fase III de 25/03/20 à 27/04/20.

2.4 Análise estatística

A análise estatística, para comparação do desempenho dos SACs-BR foi realizada por meio de testes não paramétricos, pois, dados ambientais não seguem uma distribuição normal, principalmente se tratando de águas residuárias com grande variação de características. Para isso, foi utilizado o teste de *Kruskal-Wallis* de comparação entre grupos, com nível de significância de 5%, empregando o software *Statistica 10.0*.

3 RESULTADOS

3.1 Eventos que ocorreram e caracterização da água residuária durante todo período monitorado

Durante o período de monitoramento das unidades ocorreram alguns eventos que causaram alterações nas características do esgoto gerado na UFLA. Esses se referem ao período de aulas, férias e ainda o início do distanciamento social, ocasionado pela pandemia causada pelo Sars-Cov-2, com suspensão das atividades no *campus*. Além disso, o esgoto da ETE-UFLA apresenta grande variabilidade em função da contribuição de duas elevatórias distintas. O esgoto da elevatória ‘Goiaba’ recebe o esgoto gerado pela porção norte do *campus* e do Restaurante Universitário, enquanto a elevatória “Veterinária” coleta o efluente gerado pela porção sul do Campus, incluindo o Hospital Veterinário (FIALHO, 2019). Assim, dependendo do acionamento de uma ou outra alimentadora, as características do afluente podem se alterar, podendo interferir na análise do desempenho das unidades, considerando a coleta do afluente e efluente no mesmo horário.

Os eventos que ocorreram ao longo do experimento, inclusive os cortes da parte aérea das plantas realizados a cada 45 dias, estão descritos na Tabela 2, bem como a data em que ocorreram. Durante alguns desses eventos, relacionados aos períodos com menor número de usuários no *campus*, as taxas de carregamento aplicadas tiveram variações e isso, conseqüentemente, pode ter contribuído para redução nas eficiências de remoção dos SACs-BR ao longo do período de monitoramento.

Tabela 2 - Eventos que ocorreram durante o período de funcionamento dos SACs-BR.

Data	Dia de operação	Evento
12/09/2019	-	Plantio das mudas e início da adaptação
12/10/2019	-	Término do período de adaptação das mudas
27/10/2019	1	<i>Start</i> do sistema
28/10/2019	2	1º corte da parte aérea
09/12/2019	43	Início das férias escolares
12/12/2019	46	2º corte da parte aérea
27/01/2020	92	3º corte da parte aérea
02/03/2020	128	Término das férias escolares
12/03/2020	138	4º corte da parte aérea
25/03/2020	151	Suspensão das aulas - Distanciamento social
27/04/2020	184	5º corte da parte aérea
30/04/2020	187	Desmontagem das unidades

Fonte: Da autora (2021).

Na Tabela 3, estão apresentadas as médias das concentrações do esgoto bruto (Entrada) e das saídas dos SACs-BR das variáveis monitoradas acompanhados do desvio padrão, medianas e médias das eficiências de remoção durante o monitoramento completo (sem distinção de fases). Foi adotado nesta, e nas próximas tabelas, uma normatização de casas decimais devido a imprecisão das respostas de alguns métodos utilizados, sendo que para valores menores que 1 adotou-se a convenção de duas casas decimais, uma para valores entre 1 e 10, e sem números após a vírgula para valores superiores a 10 (MATOS, 2015).

É possível observar na Tabela 3 que os resultados apresentados possuem grandes desvios nos valores em relação à média, fato que pode ser justificado pela grande variabilidade das características do esgoto universitário, e ainda por ter ocorrido oscilações no número de pessoas, acessando o *campus* em períodos como as férias e o distanciamento social, provocando assim alterações na carga. Em um trabalho realizado à parte, foi observado que há diferenças significativas entre as concentrações do esgoto na época de aulas, comparativamente ao período de férias e de restrições ao acesso de usuários em função da pandemia (SOARES *et al.*, 2020).

Tabela 3 - Médias das concentrações das variáveis no esgoto bruto (Entrada), e na saída dos SACs-BR acompanhadas do desvio padrão da média e médias das eficiências de remoção em relação as concentrações (Ef.).

Variáveis	Monitoramento completo					
	Entrada N (22)	SAC-BR A N (22)	SAC-BR B N (22)	SAC-BR C N (22)	SAC-BR D N (22)	
pH	Média	7,3 ± 0,3	7,4 ± 0,2	7,4 ± 0,2	7,5 ± 0,2	7,6 ± 0,2
	Mediana	7,2 a	7,3 ab	7,4 ab	7,5 ab	7,5 b
CE	Média	789 ± 144	831 ± 148	831 ± 147	832 ± 136	824 ± 135
	Mediana	753 a	781 a	753 a	724 a	757 a
DBO	Média	111 ± 80	88 ± 56	62 ± 42	68 ± 41	55 ± 33
	Mediana	87 a	79 a	58 a	58 a	59 a
	Ef. (%)		21	44	39	51
DQO	Média	234 ± 205	191 ± 156	158 ± 134	130 ± 108	97 ± 70
	Mediana	141 a	131 ab	106 ab	83 ab	74 b
	Ef. (%)		18	33	44	58
NTK	Média	32 ± 23	32 ± 20	31 ± 20	31 ± 19	29 ± 18
	Mediana	22 a	23 a	23 a	23 a	22 a
	Ef. (%)		2,0	4,4	5,4	11
PT	Média	4,9 ± 3	5,1 ± 2	4,8 ± 2	4,9 ± 2	4,7 ± 2
	Mediana	4,0 a	4,2 a	4,3 a	4,3 a	4,1 a
	Ef. (%)		-2,4	1,9	1,3	5,2
T °C	Média	24,1	24,1	24,1	24,1	24,1

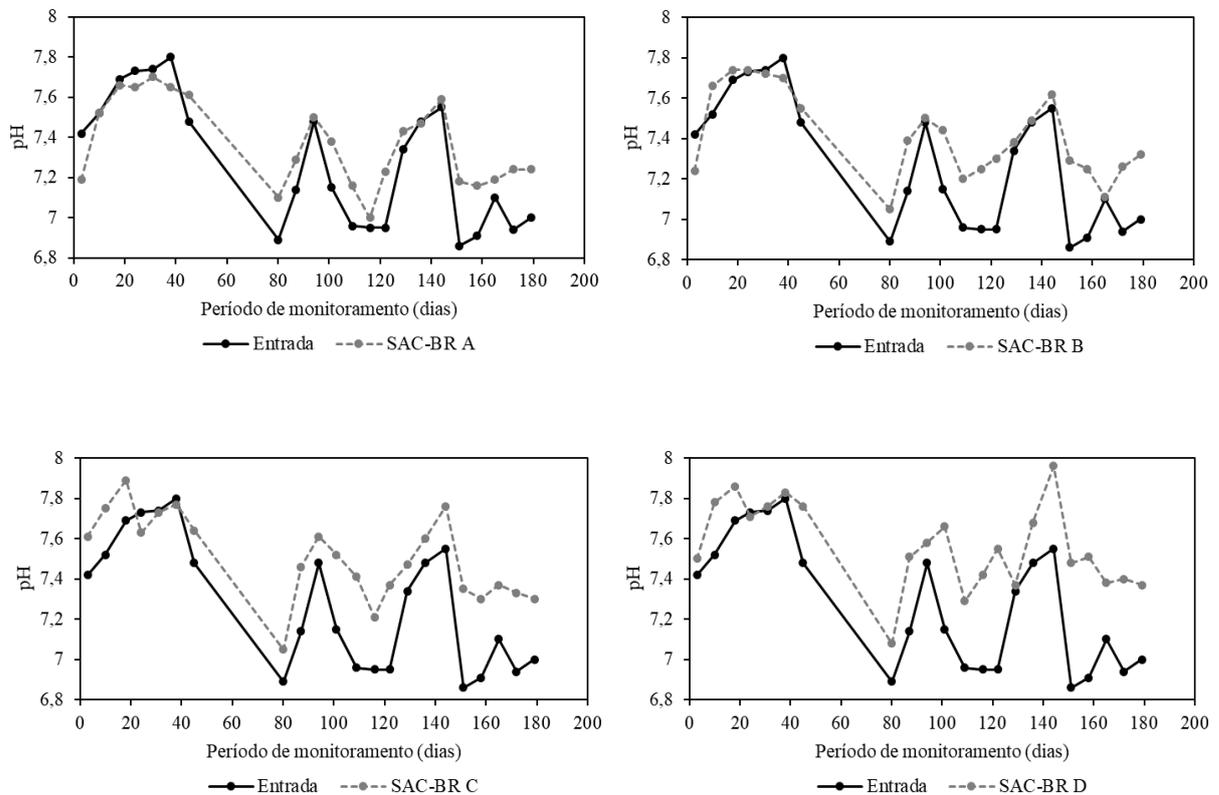
N - número de observações; pH - potencial de hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio, em mg L^{-1} ; NTK - nitrogênio total kjeldahl; PT- fósforo total, em mg L^{-1} , T – temperatura média do ar em °C.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

Fonte: Da autora (2021).

3.2 pH e condutividade elétrica

Os valores médios de pH mantiveram-se dentro da faixa de variação de pH para esgoto doméstico (6,7 - 8,0) (VON SPERLING, 2014). Pode-se observar que, em relação ao pH, os sistemas operaram em condições propícias para desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica que varia entre 6,0 e 9,0 (METCALF; EDDY, 2003). As maiores oscilações nos valores de pH ocorreram com a diminuição e com o aumento da carga, coincidentes com início das férias, retorno das aulas e início do distanciamento social (FIGURA 4). Os maiores valores reportados foram obtidos no período de aulas antes do recesso escolar.

Figura 4 - Variação do pH na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-BR ao longo do monitoramento.



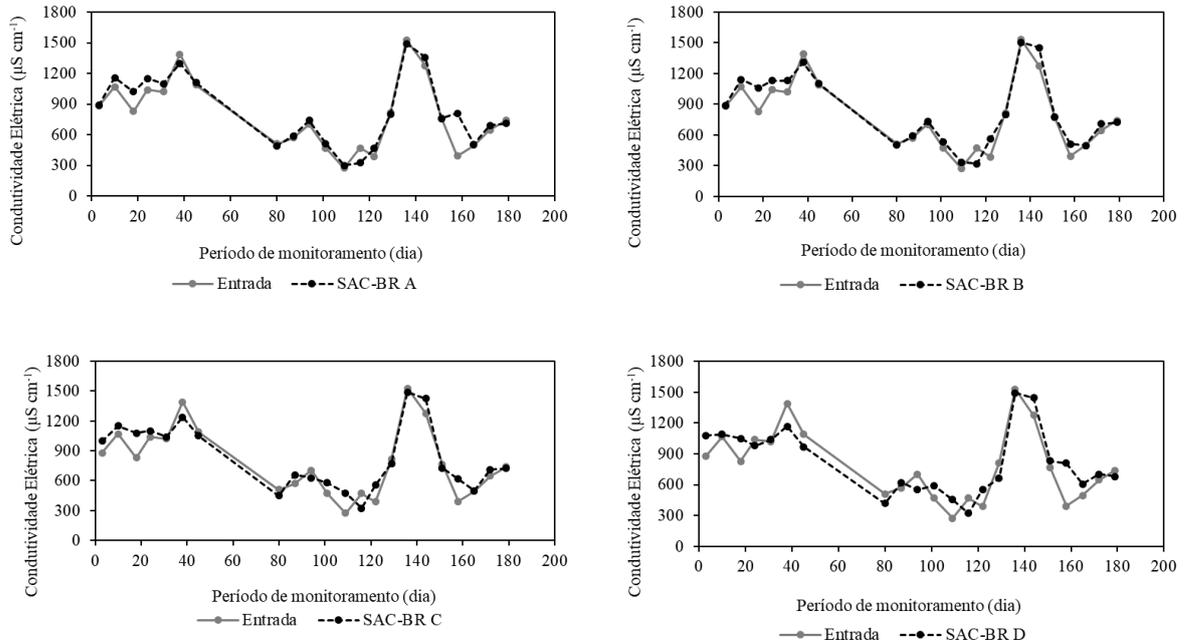
Fonte: Da autora (2021).

Sathe e Munavalli (2019) reportaram valores de pH de $7,45 \pm 0,2$ e $7,39 \pm 0,2$ em SACs-BR modificados e convencionais, valores semelhantes aos encontrados para os SACs-BR A, B, C e D. Mesmo com as variações observadas ao longo do período de operação, os valores de pH mantiveram-se sempre próximos à neutralidade, dentro da faixa adequada (6,0 - 9,0) para o lançamento segundo o que está estabelecido na Resolução COPAM/CERH N° 01 de 2008, legislação estadual vigente para o estado de Minas Gerais. Essa condição também (próximo à neutralidade) é propícia para desempenho das espécies vegetais na absorção de nutrientes (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2002).

Apesar de não ter sido estatisticamente diferente entre os sistemas, houve um ligeiro aumento na CE em todos os SACs-BR, acompanhando a tendência do pH, ainda que para sistemas plantados seja esperado redução de ambos pela extração de íons pelas culturas (FIA *et al.*, 2017). Essa condição pode ser justificada pela liberação de íons na solução ocasionada pela degradação do material orgânico presente no esgoto, e ainda por perdas de líquido por evaporação/evapotranspiração. Outra razão para o aumento na CE pode estar relacionada à

exsudatos radiculares liberados pelo sistema radicular das plantas (MATOS; MATOS, 2017; MATOS *et al.*, 2018). Na Figura 5 está apresentada a variação da CE ao longo do monitoramento.

Figura 5 - Variação da CE na Entrada (esgoto bruto) e nas saídas de cada SAC-BR ao longo do monitoramento.



Fonte: Da autora (2021).

3.3 Remoção de matéria orgânica

Comparando as características do esgoto da ETE-UFLA com as típicas da literatura, verifica-se que é um efluente menor concentrado, apresentando menores valores de DBO (300 mg L^{-1}) e DQO (600 mg L^{-1}) (VON SPERLING, 2014), o que influencia no desempenho das unidades.

As eficiências médias de remoção de matéria orgânica foram de 21%, 44%, 39%, 51% em termos de DBO e de 18%, 33%, 44% e 58% de DQO para os SAC-BR A, SAC-BR B, SAC-BR C e SAC-BR D, respectivamente, para temperatura de $24,1 \text{ }^\circ\text{C}$. O SAC-BR D foi o que apresentou melhores eficiências de remoção, apesar de não ter sido estatisticamente diferente do SAC-BR B e do SAC-BR C, diferindo-se apenas do SAC-BR A.

Acredita-se que a decomposição da matéria orgânica por processos microbianos e a sedimentação do material, tenham sido os principais processos envolvidos nessa remoção, o que justifica o fato de que SAC-BR com maior TDH ter apresentado melhor desempenho em

comparação com a unidade com menor TDH. A elevada vazão do SAC A pode ter dificultado o processo de sedimentação e ainda ter ocasionado arraste do material. Longos períodos de detenção hidráulica (da ordem de dias) também proporcionaram melhores resultados na avaliação de SACs-EHSS por Akratos e Tsihrintzis (2007), devido ao maior tempo de contato dos poluentes com as plantas e a microbiota desenvolvida no interior do reator. Por outro lado, em SACs-BR, 10 h seriam suficientes para proporcionar elevadas eficiências de remoção de DBO e DQO (VALIPOUR *et al.*, 2009).

De acordo com a legislação estadual vigente no que se refere a DBO é necessário que o efluente tenha concentração de até 60 mg L^{-1} , ou tratamento com eficiência de redução em no mínimo 60% e média anual superior ou igual a 70% para sistemas de esgotos sanitários. Nesse sentido, apenas o SAC-BR D conseguiria atender ao padrão de lançamento uma vez que sua concentração média efluente foi de 55 mg L^{-1} . Já para DQO, somente o SAC-BR A não atenderia a legislação que exige uma concentração de até 180 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de redução em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgoto sanitário.

Jamshidi *et al.* (2014), utilizando SACs-BR plantados com *Phragmites sp.* e *Typha sp.* obtiveram remoção de 87% e 86% de DQO e de 93% e 92% de DBO, operando com TDH de 21 h ($0,84 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO e $0,39 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO) e 27 h ($0,62 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO e $0,30 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO), respectivamente, com temperatura entre 25-29 °C. Os melhores resultados obtidos por Jamshidi *et al.* (2014) podem ser justificados pelas maiores taxas de carregamento (TCO) aplicadas pelos autores quando comparadas ao SAC-BR C que operaram com TDH semelhante aos reportados pelos autores. As taxas de carregamento médias para os SAC-BR A, B, C e D durante todo período de monitoramento foram de 1,01; 0,51; 0,26 e 0,13 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO e 0,49; 0,25; 0,12 e 0,07 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO, respectivamente.

Sathe e Munavalli (2019) encontraram eficiências de remoção de 56% de DQO e 57% de DBO em SAC-BR com THD de 16 h e taxa de carregamento de $0,35 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO. O SAC-BR B (TDH aproximado de 12h, condição mais próxima ao trabalho citado) apresentou remoções mais baixas (44% - DBO, 33% - DQO) do que as reportadas pelos autores, porém a TCO foi superior ($0,51 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO). Nesse caso, a TCO parece não ser o principal fator nos resultados de eficiência de remoção. Na configuração de Sathe e Munavalli (2019) foi avaliada uma modificação do SACs-BR com alternância de escoamentos ascensionais e descensionais nos tubos ao invés da passagem nas partes superiores e nos furos das tubulações inseridas. Com o funcionamento semelhante a um sistema chicaneado, os SACs-BR

modificados operaram melhor do que os inicialmente idealizados por Valipour *et al.* (2009) (SACs-BR convencionais). Os autores avaliaram as eficiências em dois diferentes períodos, de outubro a fevereiro (temperaturas entre 14,3 e 29,5 °C) e março a junho (22,7-37,5 °C), tendo elevadas eficiências médias durante todo o período.

Vymazal (2013) realizou um compilado de sistemas híbridos (unidades de escoamento vertical seguido de horizontal) com diferentes estágios, plantas utilizadas e tipos de águas residuárias, tendo eficiências de remoção de DBO e DQO variando de 55 a 96% e 51 a 94%, respectivamente. Ressalta-se que as unidades foram alimentadas com esgotos com maior concentração de matéria orgânica e tendo maior TDH (até 7,3 d).

Em SACs de escoamento horizontal subsuperficial a TCO recomendada pela USEPA (2000) para tratamento de esgoto doméstico é de 60 a 133 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, valores inferiores aos observados durante a fase de monitoramento completa. O objetivo do trabalho foi avaliar SAC-BR recebendo cargas superiores para verificar a possível utilização como única etapa de tratamento descentralizado.

A evapotranspiração é um fator que pode resultar em efluentes mais concentrados em sistemas naturais plantados, e isso pode ocasionar em subestimativas nas eficiências de remoção dos reatores caso sejam avaliadas apenas as concentrações de entrada e saída dos sistemas (BRASIL; MATOS, 2008). Por isso, foram calculadas também, as eficiências de remoção com base nas cargas aplicadas nos SAC-BR ao longo de todo monitoramento e também separando-se o período de aulas (Fase I), férias (Fase II) e distanciamento social (Fase III). Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios das TCO de DBO e DQO ao longo de todo monitoramento e nas Fases I, II e III, bem como as médias e medianas das eficiências de remoção com base nas cargas aplicadas e removidas.

Tabela 4 - Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de DQO e de DBO e medianas (M) das eficiências de remoção ao longo de todo monitoramento e durante as Fases I, II e III, além das temperaturas médias do ar em cada período.

		Monitoramento completo (T = 24,1 °C)			
Variáveis		SAC-BR A	SAC-BR B	SAC-BR C	SAC-BR D
	TCO	2775 ± 1989	1394 ± 999	701 ± 502	368 ± 263
DBO	M (%)	26 a	41 ab	41 ab	61 b
	TCO	5702 ± 1593	2865 ± 2609	1440 ± 1311	755 ± 688
DQO	M (%)	19 a	27 ab	45 bc	54 c
		Fase I (T = 23,9 °C)			
	TCO	4520 ± 1558	2271 ± 783	1141 ± 393	599 ± 206
DBO	M (%)	27 a	50 ab	58 ab	67 b
	TCO	10105 ± 5190	5078 ± 2608	2551 ± 1310	1339 ± 688
DQO	M (%)	20 a	29 ab	65 ab	74 b
		Fase II (T = 24,6 °C)			
	TCO	1690 ± 786	849 ± 395	427 ± 199	224 ± 104
DBO	M (%)	0 a	41 a	19 a	43 a
	TCO	2430 ± 1037	1221 ± 521	614 ± 262	322 ± 137
DQO	M (%)	15 a	20 ab	37 ab	49 b
		Fase III (T = 23,8 °C)			
	TCO	935 ± 556	470 ± 280	236 ± 140	124 ± 74
DBO	M (%)	30 a	51 ab	44 ab	73 b
	TCO	2356 ± 1735	1184 ± 872	595 ± 438	312 ± 230
DQO	M (%)	16 a	26 a	29 a	47 a

Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

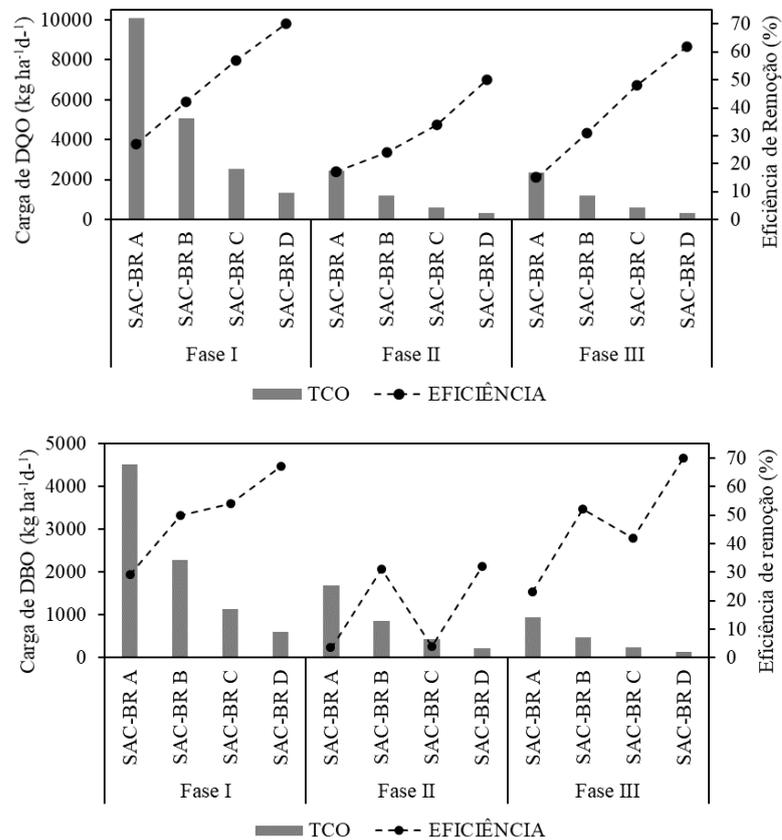
Fonte: Da autora (2021).

Quando comparadas as eficiências calculadas com base na carga aplicada e removida ao longo de todo período monitorado, elas são, de fato, superiores em relação às eficiências calculadas com base na concentração apresentadas na Tabela 3. Em unidades de maior área superficial, as perdas hídricas tendem a ser superiores e, com isso, há maiores diferenças entre as eficiências calculadas com base na concentração e na carga (BRASIL; MATOS, 2008).

Em relação às Fases, nota-se que, no geral, a aplicação de maiores cargas neste período resultou em melhores eficiências de remoção de DQO para todos os SAC-BR. Sendo a Fase I a que promoveu melhores resultados de remoção, inclusive se comparado ao período de monitoramento completo, o que sugere que as oscilações ocasionadas pelas Fases II e III podem ter prejudicado a avaliação do desempenho dos sistemas.

Na Figura 6 as TCOs de DBO e DQO avaliadas durante as Fases I, II e III são apresentadas em gráficos junto da variação nas eficiências de cada SAC-BR. Houve diferenças significativas entre os SAC-BR dentro de cada fase, exceto para remoção de DBO na Fase II e DQO na fase III (TABELA 4).

Figura 6 - Representação gráfica das médias da TCO e das eficiências de remoção de DQO e DBO em cada SAC-BR nas diferentes fases durante o monitoramento.



Fonte: Da autora (2021).

Analisando o período de monitoramento completo, a TCO no SAC-BR D foi a única em que o carregamento orgânico se encontrou na faixa usualmente aplicada no tratamento de água residuárias industriais, de 163 a 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, de acordo com Fia *et al.* (2011). Segundo Matos *et al.* (2010), TCOs entre 250 e 400 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO proporcionam maiores

eficiências de remoção da carga orgânica, fato que pode ter justificado o melhor desempenho do SAC-BR D em relação aos demais.

Na Fase I, na qual houve os melhores resultados, foram observadas médias das eficiências de remoção de DBO e DQO - 27, 50, 58 e 67% e 20, 29, 65, 74% para os SAC-BR A, B, C e D, respectivamente. Como não foi observado efeito da temperatura nas remoções (maior na Fase II), especula-se que a TCO seja o fator mais importante na remoção dos SACs-BR avaliados no trabalho. De acordo com Silva (2018), a eficiência de remoção de matéria orgânica em tanques sépticos gira em torno de 50%. Postigo *et al.* (2017), por exemplo, observaram eficiência de média de remoção de 48% de DBO para tanque séptico baseado nos princípios do tanque séptico de câmaras em série. Como as unidades que operaram com TDHs de projeto usual para tanques sépticos (SACs B e C) apresentaram eficiências dentro dessa faixa, observa-se que poderiam ser empregados no tratamento descentralizado, ao menos para redução da carga orgânica dos despejos.

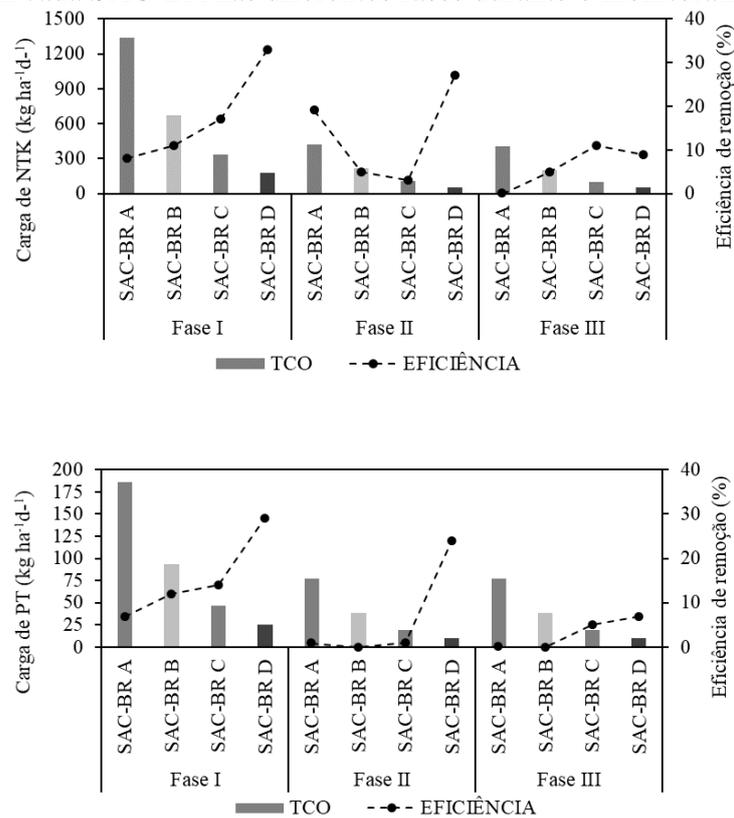
3.4 Remoção de nutrientes

A concentração média do esgoto bruto no presente trabalho, de 32 mg L⁻¹ de NTK encontra-se abaixo da faixa de concentração para esgotos domésticos de 35 - 60 mg L⁻¹, de acordo com Von Sperling (2014). Já para o fósforo, ainda de acordo com o autor, a faixa é de 4 - 15 mg L⁻¹, nesse sentido, o esgoto avaliado em relação ao PT encontra-se dentro dessa faixa com valor médio de 5,0 mg L⁻¹. Considerando a variação dos valores em relação ao desvio padrão da média, as concentrações encontram-se próximas ou dentro da faixa para esgotos domésticos.

A remoção de nutrientes de acordo com a concentração foi baixa para todos os SAC-BR, com eficiências médias de 2,0%, 4,4%, 5,4% e 11,0% de remoção de NTK e de -2,4%, 1,9%, 1,3% e 5,2% de remoção de PT para os SAC-BR A, B, C e D, respectivamente. De acordo com as eficiências de remoção em relação ao NTK nenhum SAC-BR atendeu ao limite máximo de concentração exigido pela legislação estadual (20 mg L⁻¹), parâmetro não utilizado para esgotos sanitários, porém, que foi utilizado como referência no presente trabalho. Em relação ao fósforo total, a mesma legislação não determina um limite máximo de lançamento, podendo ser definidos valores específicos para localidades com grande risco de afloração de algas e cianobactérias.

A concentração de NTK do esgoto bruto encontrado no presente trabalho foi semelhante ao valor encontrado por Mendonça *et al.* (2012) de 29 mg L⁻¹ de NTK para água residuária de laticínios. Ainda assim, os autores conseguiram maiores remoções de compostos nitrogenados, variando entre 29,4 a 73,4%, utilizando sistemas alagados construídos plantados com *Typha dominguensis* e *Hedychium coronarium*. Ressalta-se que os autores trabalharam com alimentação em batelada, que proporciona condições para maior mineralização do N e condições para nitrificação e desnitrificação. Na Figura 7, estão apresentadas em gráficos junto da variação nas eficiências de remoção de cada SAC-BR as TCOs de NTK e PT aplicadas durante as Fases I, II e III.

Figura 7 - Representação gráfica das médias da TCO e das eficiências de remoção de NTK e PT em cada SAC-BR nas diferentes fases durante o monitoramento.



Fonte: Da autora (2021).

Assim como foi feito para a avaliação da remoção da matéria orgânica, também foram avaliadas as eficiências de remoção dos nutrientes com base na carga durante o monitoramento completo e durante as Fases I, II e III. Na Tabela 5 estão apresentados os valores médios das TCOs de NTK e PT ao longo de todo monitoramento e nas Fases I, II e III, bem como as médias e medianas das eficiências de remoção com base nas cargas aplicadas e removidas.

Tabela 5 - Médias das Taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) e medianas (M) das eficiências de remoção ao longo de todo monitoramento e durante as Fases I, II e III, além das temperaturas médias do ar em cada período.

Monitoramento completo (T = 24,1 °C)					
Variáveis		SAC-BR A	SAC-BR B	SAC-BR C	SAC-BR D
	TCO	810 ± 576	407 ± 290	205 ± 146	107 ± 76
NTK	M (%)	-2,2 a	5,0 a	13 a	28 a
	TCO	124 ± 72	62 ± 36	31 ± 18	16 ± 10
PT	M (%)	- 1,9 a	2,7 a	11 ab	21 b
Fase I (T = 23,9 °C)					
	TCO	1335 ± 490	671 ± 246	337 ± 124	177 ± 65
NTK	M (%)	1,1 a	11 ab	15 ab	32 b
	TCO	186 ± 62	93 ± 31	47 ± 16	25 ± 8
PT	M (%)	1,4 a	12 ab	18 ab	29 b
Fase II (T = 23,9 °C)					
	TCO	424 ± 230	213 ± 116	107 ± 58	56 ± 30
NTK	M (%)	18 a	5,0 a	8,9 a	21 a
	TCO	77 ± 44	39 ± 22	19 ± 11	10 ± 6
PT	M (%)	-3,8 a	-3,3 a	-5,1 a	13 a
Fase III (T = 24,6 °C)					
	TCO	408 ± 132	205 ± 66	103 ± 33	19 ± 6
NTK	M (%)	-9,7 a	5,0 a	-2,5 a	15 a
	TCO	77 ± 22	39 ± 11	19 ± 6	10 ± 3
PT	M (%)	-4,8 a	2,7 a	8,3 a	14 a

Médias seguidas pela mesma letra em cada linha, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

A Fase I, com maiores valores de TCO, foi aquela que apresentou melhores eficiências de remoção. O SAC-BR D mostrou melhor desempenho, numericamente superior aos demais, e estatisticamente diferente do SAC-BR A, na remoção de NTK e PT. Novamente, supõe-se que a grande variabilidade das concentrações no esgoto da ETE-UFLA pode ter prejudicado a análise de diferenças significativas dos tratamentos.

As eficiências de remoção de PT e NTK obtidas neste trabalho foram consideradas baixas, mesmo considerando a remoção com relação a carga. De acordo com Vymazal (2007) a remoção de PT, para todos os tipos de SACs, varia entre 40 e 60%, faixas consideradas baixas pelo autor. O mesmo ainda destaca que maiores eficiências podem ser obtidas utilizando

substratos que sejam capazes de potencializar a adsorção do fósforo, o que não ocorreu na presente pesquisa. O maior valor de remoção reportado foi de 29% obtida pelo SAC-BR D na fase na qual a TCO foi de 25 kg ha⁻¹d⁻¹.

Ao avaliar o tratamento da água residuária da suinocultura por um reator anaeróbio seguido de um SAC-EHSS plantado com capim tifton-85, Amorim *et al.* (2015) também obtiveram baixas eficiências de remoção de NTK variando entre 17 e 24%, com cargas aplicadas variando entre 120 e 464 kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK. A melhor eficiência de remoção de NTK observada neste trabalho também ocorreu durante Fase I pelo SAC-BR D (32%), com TCO de 177 kg ha⁻¹ d⁻¹, valor que se assemelha ao encontrado por Sathe e Munavalli (2019) avaliando SAC-BR convencional. Os autores reportaram eficiência de 35% de remoção de NTK, enquanto que quando foi avaliado o SAC-BR modificado, os resultados foram superiores (52%).

De forma semelhante, os sistemas híbridos também têm apresentado melhor desempenho, tendo eficiências superiores a 29,0% de NTK e 35% de PT, com maiores concentrações afluentes de nutrientes (VYMAZAL, 2013). Já em relação aos tanques sépticos, a literatura reporta eficiências inferiores a 30 e 35%, respectivamente, para NTK e PT (VON SPERLING, 2014), compatível com o SAC D.

A remoção de nitrogênio através dos microrganismos ocorre por vias aeróbias e anaeróbias, quando os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem simultaneamente, é possível obter elevadas eficiências de remoção desse poluente (ZOOBAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). Acredita-se que os SAC-BR operaram em condições predominantemente anaeróbias, com baixa transferência de oxigênio do ar para o líquido e pelo sistema radicular das plantas, não sendo possível obter elevadas eficiências de remoção. Durante o monitoramento, reportou-se, inclusive, eficiências negativas, indicando que pode estar havendo liberação de exsudatos, partes vegetais e/ou lodo acumulado no interior dos SACs-BR. Garfi *et al.* (2012), por exemplo, reportaram eficiências negativas na remoção de N durante o período do inverno da Espanha, quando ocorre maior senescência das plantas.

Outra importante rota para a remoção de nutrientes em SACs, é via absorção das culturas. Sendo o SAC-BR, a primeira etapa, a mineralização está ocorrendo no próprio reator (corroborado pela análise de condutividade elétrica) sem que haja tempo suficiente para que as plantas consigam extrair satisfatoriamente. De acordo com Gargallo *et al.* (2017), o capim-vetiver, e muitas outras espécies vegetais, absorvem preferencialmente o íon amônio, que pode não ter sido disponibilizado para as plantas cultivadas nos SACs-BR.

Em relação aos valores negativos de remoção de PT, Loures *et al.* (2006) também obtiveram algumas observações de concentrações efluentes superiores aos valores de entrada em rampas de escoamento superficial. De acordo com os autores, as eficiências negativas ocorreram devido à oscilação da concentração afluenta e pelo arraste de partículas de argila contendo material orgânico proveniente do filme biológico, além da camada de lodo acumulada no início da rampa de escoamento. O arraste de lodo acumulado no fundo pode justificar as eficiências negativas obtidas pelos SACs-BR deste trabalho, uma vez que essas observações negativas ocorreram nos SACs-BR com maiores vazões, principalmente no SAC-BR A. Somado a isso, também houve oscilações das concentrações de P nos três períodos e em relação às diferentes elevatórias.

3.5 Coliformes totais e termotolerantes

Na Tabela 6 estão apresentadas as médias geométricas da concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes na entrada e na saída dos SAC-BR durante o período de monitoramento completo. O valor médio para a entrada se apresentou dentro da faixa de concentração usual para esgoto doméstico de 10^6 - 10^{10} NMP/100 mL para coliformes totais e de 10^6 - 10^9 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2014). Os valores médios do esgoto bruto observados neste trabalho foram semelhantes aos de Moura *et al.* (2011) que reportaram concentração de $6,24 \times 10^8$ NMP por 100 mL para CT e $6,19 \times 10^6$ NMP 100 mL para CTer.

O SAC-BR D foi o que apresentou melhores eficiências de remoção em relação aos CT e CTer, com 87 e 84%. Valipour *et al.* (2009) observaram melhores resultados em SAC-BR com remoção de 92%, sendo que no trabalho os autores, eles compararam o SAC-BR com sistemas alagados convencionais, obtendo melhores eficiências de remoção para o SAC-BR. Como os autores avaliaram SACs em temperaturas maiores do que monitorado em Lavras, especula-se que maiores valores - inclusive próximos aos de Valipour *et al.* (2009) - poderiam ter sido obtidos. Dessa forma, indica-se a possibilidade de uso do mesmo como um sistema eficaz se comparado aos sistemas alagados convencionais.

Chagas *et al.* (2012) observaram que sistemas alagados construídos submetidos a menores taxas de carregamento orgânico (entre 44 e 98 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO) ou operando com maiores tempos de detenção hidráulica (2,0 e 3,9 dias) conseguem proporcionar maiores eficiências de remoção de coliformes, podendo chegar a reduzir em até 4,0 unidades log de

coliformes totais e *E.Coli*, o que de fato, ocorreu no presente trabalho. O SAC-BR D com maior TDH e submetido a menores cargas orgânicas, diferiu estatisticamente diferente do SAC-BR A, sendo mais eficiente na remoção de organismos patogênicos.

Tabela 6 - Média geométrica e mediana das contagens de Coliformes Totais (CT) e Termotolerantes (CTer) no esgoto bruto (entrada) e nas saídas dos SACs-BR, unidades log removidas, eficiências de remoção com base na mediana (M (%)).

Pontos	Variáveis		
	N (15)	CT (NMP/100 mL)	CTer (NMP/100 mL)
Entrada	Média	$5,8 \times 10^7$	$5,4 \times 10^6$
	Mediana	$1,3 \times 10^8$ a	$1,1 \times 10^7$ a
SAC-BR A	Média	$3,5 \times 10^7$	$5,2 \times 10^6$
	Mediana	$3,3 \times 10^7$ a	$1,1 \times 10^7$ a
	Unidades log removidas	0,2	0,01
	M (%)	24 a	0 a
SAC-BR B	Média	3×10^7	$4,2 \times 10^6$
	Mediana	$4,6 \times 10^7$ a	$7,9 \times 10^6$ a
	Unidades log removidas	0,3	0,1
	M (%)	43 ab	41 a
SAC-BR C	Média	$2,2 \times 10^7$	3×10^6
	Mediana	$1,7 \times 10^7$ a	$4,9 \times 10^6$ b
	Unidades log removidas	0,4	0,3
	M (%)	56 ab	54 ab
SAC-BR D	Média	$8,7 \times 10^6$	$8,7 \times 10^5$
	Mediana	$1,1 \times 10^7$ a	$1,1 \times 10^6$ b
	Unidades log removidas	0,8	0,8
	M (%)	87 b	84 b

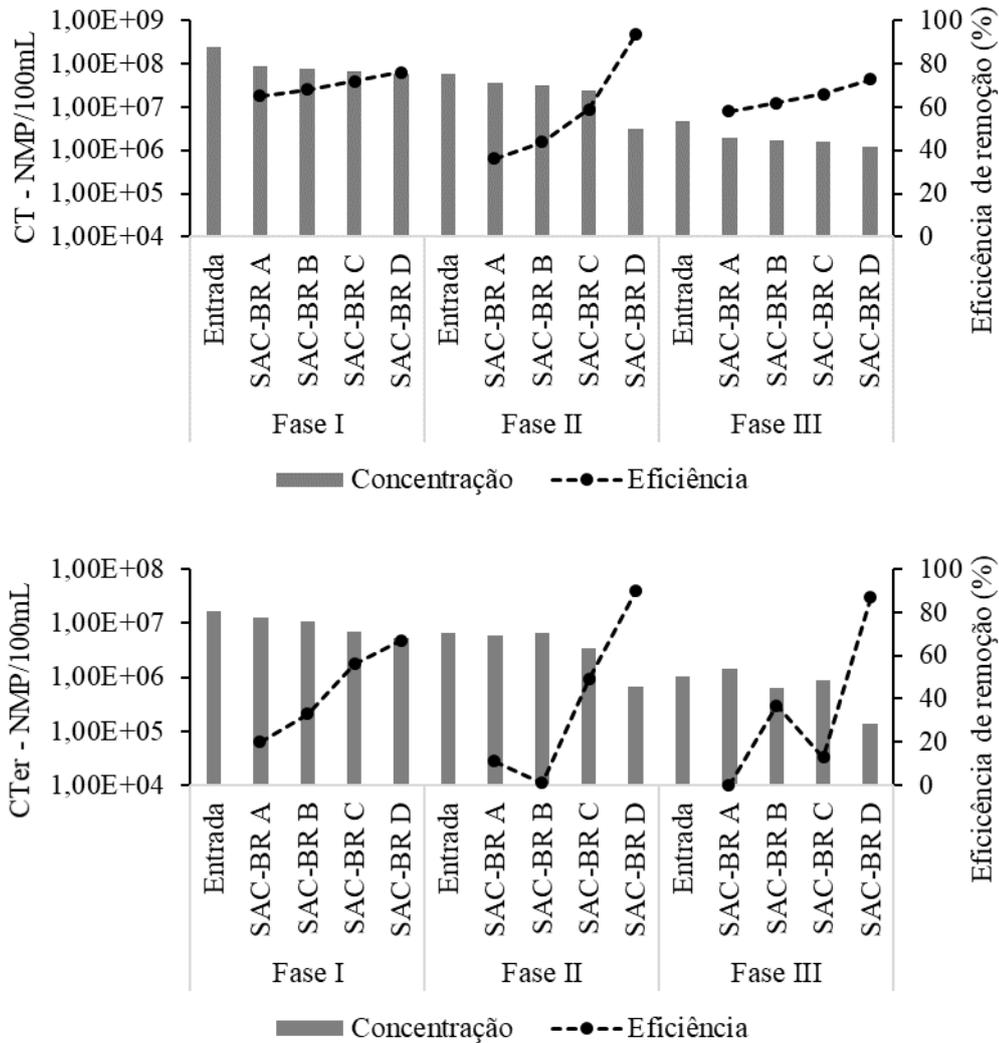
N - Número de observações. Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Eventos ocorridos durante o monitoramento como início das férias (Fase II), e distanciamento social (Fase III) ocasionaram reduções nas cargas aplicadas, o que pode ter causado efeito semelhante ao relatado por Chagas *et al.* (2012). Durante as fases mencionadas anteriormente, foram registradas maiores eficiências de remoção do que no período de aulas (Fase I). Também observou-se que em todos os períodos, o SAC-BR D foi aquele proporcionou maiores eficiências de remoção tanto de CT quanto de CTer, sendo novamente, estatisticamente

superior ao SAC-BR A. Na Figura 8 pode-se observar a representação gráfica da quantificação do NMP 100 mL⁻¹ e das eficiências de remoção para CT e CTer nas diferentes fases durante o monitoramento.

Figura 8 - Representação gráfica da quantificação do NMP 100 mL⁻¹ e das eficiências de remoção para CT e CTer nas diferentes fases durante o monitoramento.



Fonte: Da autora (2021).

Na fase II foram registradas maiores eficiências de remoção pelo SAC-D chegando a 95 e 84% de remoção de CT e CTer, valores semelhantes aos observados por Valipour *et al.* (2009) avaliando SAC-BR. A taxa de carregamento orgânico aplicada nessa fase foi de 224 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, valor superior aos mencionados por Chagas *et al.* (2012).

Em tanques sépticos, as remoções frequentemente também não ultrapassam uma unidade log de remoção de coliformes, enquanto que em SACs convencionais ou híbridos, as remoções podem ser superiores a 99,9% (3 unidades log) (VON SPERLING, 2014). Três

tanques sépticos utilizados em série por Colares e Sandri (2013), por exemplo, proporcionaram remoções de 76 (0,62 unidades log) e 65% (0,46 unidades log), respectivamente, de coliformes totais e *E. coli*. Avelar *et al.* (2014), por outro lado, obtiveram remoções de 1,29 a 3,46 unidades log de remoção em SACs-EHSS submetidos a TDHs de 1,5 a 6,0 d. Já Zurita e Carreón-Álvarez (2015) monitoraram unidades híbridas tratando esgoto submetido a tratamento primário e obtiveram eficiências de até 3,8 unidades log, tendo TDH de 3,0 d.

Assim sendo, observa-se que o SAC-BR de maior tempo de detenção hidráulica (2,0 d) pode ser utilizado como unidade de tratamento descentralizado semelhante aos tanques sépticos, devendo ser avaliadas modificações para proporcionar aumento das eficiências de remoção, sobretudo para se ter maior participação das plantas na depuração de águas residuárias, elevando as eficiências de remoção de nutrientes. Recomenda-se também, que para águas residuárias com grande variação de características, se faça a coleta do efluente após o tempo equivalente ao TDH do reator. Isso é, que a amostragem da saída do SAC-BR D seja feita após 48 h após a coleta do afluente. Espera-se que, assim, possa ser possível observar maiores diferenças entre os desempenhos e entre as unidades.

4 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos pode-se concluir que:

- i. O SAC-BR D, com TDH de 48 h, foi o que apresentou desempenho estatisticamente superior à unidade de 6 h, demonstrando haver efeito do tempo de detenção hidráulica nas eficiências de remoção de todas as variáveis monitoradas;
- ii. A redução nas taxas de carregamento orgânico que ocorreram durante o período monitorado podem ter ocasionado menores resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes, e maiores eficiências de remoção de patógenos;
- iii. As eficiências de remoção de matéria orgânica em termos de DBO e DQO obtidas pelo SAC-BR D atendem as exigências de lançamento de acordo com o que está estabelecido na Resolução COPAM/CERH N° 01 de 2008 da legislação estadual vigente;
- iv. O SAC-BR D apresenta desempenho próximo a de um tanque séptico, podendo ser empregado como etapa única do tratamento descentralizado de águas residuárias.

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.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.
- AMORIM, F. *et al.* Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura–parte II Nutrientes. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 5, p. 931-940, 2015.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017a. 88 p.
- APHA. American Public Health Association. AWWA. American Water Works Association). WEF. Water 118 Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D. C.: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 35, n. 16, p. 2095-2103, 2014.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. de 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, 2008.
- BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 53, n. 379, p. 2441-2450, 2002.
- CHAGAS, R. C. *et al.* Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*). **Revista Engenharia Na Agricultura-Reveng**, Viçosa, v. 20, n. 2, p. 142-150, 2012.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Tratamento de Esgotos e Produção de Efluentes Adequados a Diversas Modalidades de Reúso da Água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Cap. 3, p. 63- 110.
- COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.

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

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

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

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

GARGALLO, S. *et al.* Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 587, p. 145-156, 2017.

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

JAMSHIDI, S. *et al.* Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with *Phragmites* sp. and *Typha* sp. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, Switzerland, v. 12, n. 1, p. 131, 2014.

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

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

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

LEHL, H. K. *et al.* Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water Treatment, Hopkinton**, Hopkinton, v. 57, n. 60, p. 29160–2916, June 2016.

LOURES, A. P. S. *et al.* Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

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, 2018.

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

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

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

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

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

MATOS, M. P. **Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. 2015. 301 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

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

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Minas Gerais: Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. Disponível em <http://www.compe.org.br/estadual/deliberacoes/conjunta/1-2008.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2021.

MOURA, F. N. *et al.* Desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de esgoto doméstico em áreas rurais do semiárido brasileiro. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 264-276, 2011.

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

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

POSTIGO, M. D. *et al.* Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**, São Paulo, v. 14, n. 1, 2017.

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

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

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, 2018.

SATHE, S. M.; MUNAVALLI, G. R. Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 28, p. 240-249, 2019.

SILVA, J. S. *et al.* **Remoção de matéria orgânica em tanque séptico com biomassa aderida**. 59 p. Dissertação de Mestrado - (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2018.

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

USEPA. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010, Washington, DC, 2000.

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

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

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

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

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

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.

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

CAPÍTULO 3 INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DE PLANTAS E MEIO SUPORTE NO DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK

RESUMO

A presença de meio suporte e plantas podem proporcionar diferentes mecanismos de remoção em sistemas alagados construídos (SACs), porém, ao mesmo tempo, podem implicar em maiores custos e manutenção das unidades. Em SACs do tipo bio-rack (SAC-BR) não há presença de meio suporte, havendo substituição por tubos perfurados, visando reduzir a demanda de área e aumentar o tempo de vida útil. Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar a influência da brita e do capim-vetiver no desempenho de SAC-BR no tratamento de esgoto universitário. Para isso, foram confeccionados quatro SAC-BR em escala experimental, construídos em bombonas com capacidade de 100 L, altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m², contendo em seu interior: a) apenas tubos (SAC-BR T); b) tubos e plantas (SAC-BR TP); c) tubos e brita (SAC-BR TB); d) tubos, brita e plantas (SAC-BR TPB). As variáveis analisadas semanalmente foram pH, condutividade elétrica (CE), DBO, DQO, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes (CTer). As eficiências de remoção para os SAC-BR T, TP, TB, e TPB, respectivamente, alcançaram 65, 70, 54 e 57% de DBO, 56, 59, 61 e 56% de DQO, 30, 36, 38 e 40% de NTK, 22, 26, 23, e 39% de PT, e 90, 81, 94, e 81% de CTer. Com base nos resultados obtidos em temperatura média do ar de 20,4 °C, observou-se que o SAC-BR TPB apresentou melhor desempenho na remoção de fósforo, não havendo efeito significativo da introdução de brita e capim-vetiver na remoção dos demais poluentes. Assim, deve-se avaliar a operação das unidades por períodos maiores, de forma a inferir sobre o acúmulo de sólidos e colmatação, para avaliar se os custos de introdução da brita e de presença de plantas compensam os possíveis problemas operacionais em comparação a unidades apenas com tubos perfurados.

Palavras-chave: SAC-BR. Meio suporte. Plantas. Remoção de poluentes. Wetlands Construídos.

ABSTRACT

The presence of support and plants can provide different removal mechanisms in Constructed Wetlands (CW), however, they may result in higher costs and maintenance of the units. In Bio-Rack CW (BR-CW), there is no presence of support in order to reduce the area demand and increase the useful life time. Thus, the aim of this study was to evaluate the influence of gravel and vetiver grass on the performance of BR-CW in the treatment of university sewage. For that, four BR-CW were made on an experimental scale, built in pumps with a capacity of 100 L, height of 0.65 m, internal diameter of 0.45 m, and a surface area of 0.16 m², containing inside: a) tubes only (BR-CW T); b) tubes and plants (BR-CW TP); c) pipes and gravel (BR-CW TB); d) pipes, gravel and plants (BR-CW TPB). The variables analyzed weekly were pH, electrical conductivity (CE), BOD, COD, total nitrogen Kjeldahl (TNK) and total phosphorus (PT) and thermotolerant coliforms (CTer). Removal efficiencies for the BR-CW T, TP, TB and TPB, respectively, reached 65%, 70%, 54% and 57% BOD, 56%, 59%, 61% and 56% COD, 30%, 36%, 38% and 40% NTK, 22%, 26%, 23%, and 39% PT, and 90%, 81%, 94%, and 81% CTer. Based on the results obtained at an average air temperature of 20.4 °C, it was observed that the BR-CW TPB presented a better performance in the removal of phosphorus, with no significant effect of the introduction of gravel and vetiver grass on the removal of the other pollutants. Thus, one should evaluate the operation of the units for longer periods, in order to infer about the accumulation of solids and clogging, to assess whether the costs of introducing gravel and the presence of plants compensate for possible operational problems in comparison with units with only perforated tubes.

Keywords: BR-CW. Support. Plants. Pollutant removal. Constructed Wetlands.

1 INTRODUÇÃO

Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou *Wetlands* Construídos são unidades de tratamento que consistem em escavações taludadas preenchidas com substrato filtrante, onde se fixam e desenvolvem plantas e microrganismos. A interação desses componentes é que possibilita a ocorrência de diferentes mecanismos na remoção de poluentes presentes em águas residuárias (AVELAR *et al.*, 2014; KADLEC; WALLACE, 2009; PRATA *et al.*, 2013).

A presença do meio suporte proporciona, por exemplo, a filtração de sólidos suspensos, a sorção e a precipitação de poluentes, a formação do biofilme microbiano e a fixação das plantas (BOLTON *et al.*, 2019; MATOS *et al.*, 2018; PHILIPPE; SEZERINO, 2004; VYMAZAL, 2007). Por outro lado, a contínua retenção de sólidos e o desgaste do material filtrante leva à redução da porosidade e ao possível colapso do sistema. Assim, há custos para aquisição e troca do substrato (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Como tipos de meio suporte já avaliados em SACs, cita-se a brita, escória de alto forno, areia, materiais plásticos, cerâmicos, dentre outros (MATOS *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2019; MORAIS, 2019; SEZERINO *et al.*, 2015; VENSKE, 2017). A brita, em função dos menores custos, é ainda o mais utilizado em SACs (SEZERINO *et al.*, 2015).

O papel das plantas em SACs está relacionado à absorção de nutrientes, retenção física de sólidos pelas raízes e rizomas; bombeamento de oxigênio na rizosfera e; contribui para maior diversidade microbiana (BRIX, 1997; MATOS *et al.*, 2010; WANG *et al.*, 2015). Apesar de ainda existir trabalhos que não observaram contribuição significativa das plantas na remoção de poluentes, acredita-se que essa condição esteja ligada à carga aplicada, espécie vegetal escolhida e/ou manutenção inadequada, não havendo o corte da parte aérea com frequência necessária (FIA *et al.*, 2011; MATOS *et al.*, 2010; YANG *et al.*, 2016).

Em relação à colmatação, fenômeno de obstrução dos espaços porosos, há ainda muitas controvérsias sobre o efeito das espécies vegetais. Enquanto alguns autores afirmam que a presença de raízes e rizomas e a contribuição de sólidos vegetais (liberados pela senescência) afetam negativamente, por outro lado, outros pesquisadores contra-argumentam dizendo que o empolamento e a maior diversidade microbiana contrabalanceariam, retardando a colmatação (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

Dentre as espécies vegetais avaliadas em SACs, pode-se citar a taboa (FIA *et al.*, 2011; MATOS *et al.*, 2018), capim-elefante (FIA *et al.*, 2011; MIRANDA *et al.*, 2019), capim-tifton (MATOS, ABRAHÃO, PEREIRA, 2008; MIRANDA *et al.*, 2019), capim-azevém (FIA *et al.*,

2010), capim-vetiver (TEIXEIRA *et al.*, 2021), aveia preta (FIA *et al.*, 2010), alternantera (FIA *et al.*, 2008), mentha aquática (AVELAR *et al.*, 2014), helicónia, lírio-do-brejo e tiriricão (SARMENTO, BORGES, MATOS 2013), erva de bicho (RAMOS *et al.*, 2017), dentre outras. Em função de características como boa capacidade de extração de nutrientes, grande crescimento radicular, boa adaptabilidade em ambientes alagadas e com altas concentrações de nutrientes (RAMOS *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2021; VIERITZ *et al.*, 2003), o capim-vetiver tem sido muito utilizado em unidades de tratamento de águas residuárias.

Nos últimos anos, além de pesquisas com diferentes tipos de meio suporte e plantas, modificações nos SACs também passaram a ser investigadas, visando elevar as eficiências e reduzir a demanda de área. Neste contexto, surgiram os SAC do tipo bio-rack (SAC-BR) desenvolvido por Valipour, Raman e Ghole (2009). Nesses reatores são inseridos tubos perfurados com intuito de propiciar uma alternância de escoamento e aproveitar as vantagens dos SAC de escoamento vertical e horizontal. Os tubos contribuem ainda com uma maior interação com o sistema radicular das plantas, além de servirem como superfície de desenvolvimento e fixação do biofilme (JAMSHIDI *et al.*, 2014). Em função da ausência de meio suporte, os SACs-BR tendem a apresentar menores custos de construção e manutenção, e terem maior tempo de vida útil (KADLEC; WALLACE, 2009), sendo unidades de mais simples instalação como solução descentralizada. Por outro lado, a presença do substrato filtrante pode proporcionar aumento das eficiências de remoção, sobretudo de fósforo (VYMAZAL, 2007). Assim, deve-se avaliar, se a inserção desses materiais e de plantas poderia aumentar o desempenho dos SACs-BR.

Dessa forma, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar a influência da brita e do capim-vetiver no desempenho de Sistemas Alagados Construídos do tipo bio-rack (SAC-BR) na remoção de poluentes do esgoto universitário.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), latitude 21°14' S, longitude 44°59' W, em Lavras, Minas Gerais. A partida do sistema ocorreu no dia 03 de julho de 2020 e o encerramento do monitoramento foi no dia 09 de dezembro de 2020, totalizando 159 dias de operação.

A ETE-UFLA recebe o efluente de duas estações elevatórias, a Estação Elevatória da Veterinária (EEV) e a Estação Elevatória da Goiaba (EEG), sendo que a primeira conduz o esgoto gerado pela porção norte do *campus* e do Restaurante Universitário, enquanto a EEV coleta o efluente gerado pela porção sul do *campus*, incluindo o Hospital Veterinário (FIALHO, 2019). Assim, dependendo do acionamento de uma ou outra, as características do afluente podem ser diferentes. Ressalta-se que os resíduos químicos gerados nos laboratórios são recolhidos e tratados separadamente.

Ao ser direcionado para ETE-UFLA o esgoto passa por um sistema preliminar composto por gradeamento e caixa de gordura, sendo bombeados em seguida para reatores UASB seguidos de Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), Filtros de Areia, cloradores e tanque de contato com lâmpadas UV. Durante o período de monitoramento as características do esgoto gerado na universidade sofreram alterações devido à suspensão das aulas e restrição de acesso ao *campus* em função da pandemia causada pelo SARS-CoV2. As alterações desse período fizeram com que o efluente gerado apresentasse características com diferença significativa em relação ao esgoto produzido no período de aulas (SOARES *et al.*, 2020). Na Tabela 1 estão apresentadas as médias e desvio padrão das principais variáveis do esgoto utilizado no experimento.

Tabela 1 - Médias e desvio padrão das principais variáveis do esgoto utilizado.

T	pH	DBO	DQO	NTK	PT	CTer
20,9 ± 4,1	7,3 ± 0,19	23 ± 10	90 ± 27	21 ± 8	4,7 ± 1,2	6,2x10 ⁵ ± 1,1x10 ⁶

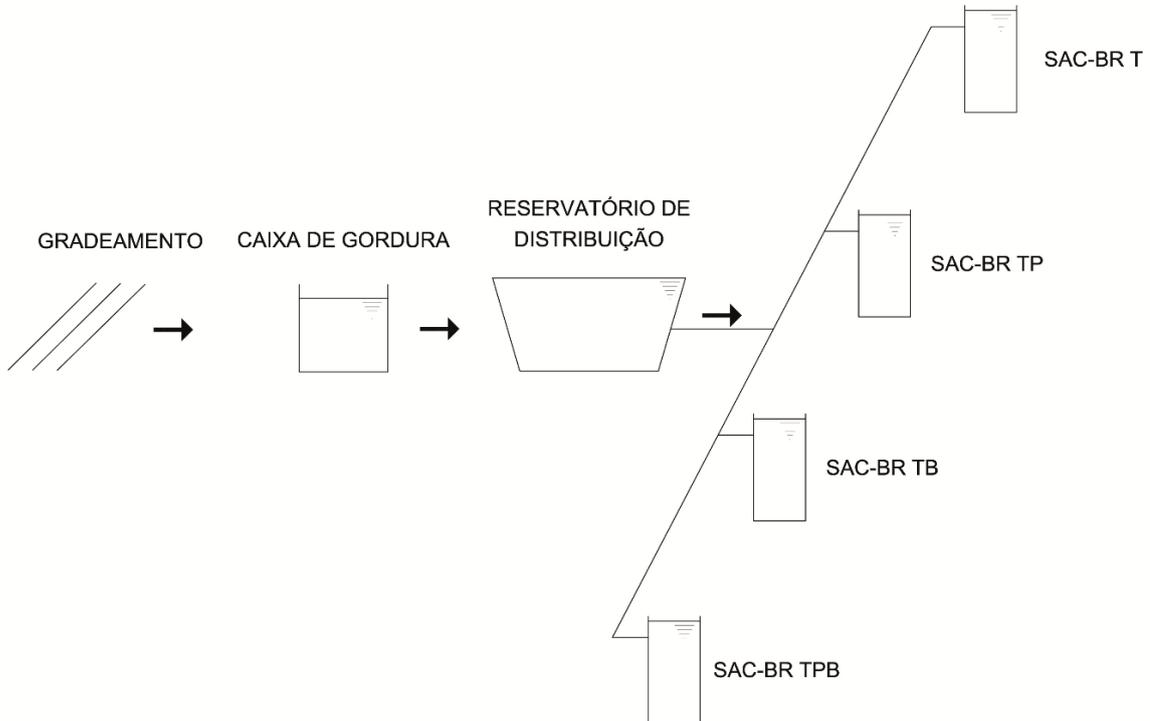
T - Temperatura (°C); DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio; NTK - nitrogênio total kjeldahl e PT - fósforo total (mg L⁻¹); CTer - coliformes termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹).

Fonte: Da autora (2021).

Foram construídos quatro SACs-BR, com diferentes configurações internas, alimentados com esgoto sanitário proveniente do sistema preliminar da ETE-UFLA, que foi

armazenado em um reservatório de distribuição com capacidade de 350 L, conforme esquema representado na Figura 1.

Figura 1 - Esquema representativo da unidade experimental.



SAC-BR T - apenas tubos; SAC-BR TP - tubos e plantas; SAC-BR TB - tubos e brita; SAC-BR TPB - tubos, brita e plantas.

Fonte: Da autora (2021).

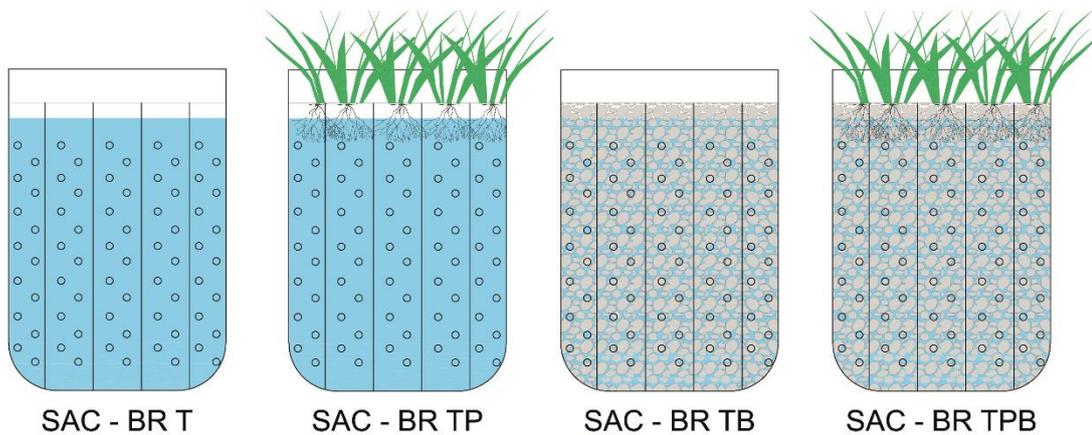
2.2 Aspectos operacionais e construtivos dos SACs-BR

A unidade experimental foi composta por quatro SAC-BR em escala experimental operando com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 48 horas, condição que proporcionou melhor desempenho em uma avaliação anterior. As unidades se diferiram pela presença ou ausência de brita e plantas. Os SAC-BR foram construídos utilizando bombonas com capacidade de 100 L, com altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m². Todos os sistemas tiveram em seu interior 12 tubos PVC, de 100 mm de diâmetro e 0,60 m de altura, perfurados por toda a superfície com orifícios de 20 mm com espaçamento de aproximadamente 10 cm entre um orifício e outro, perfazendo-se um total de aproximadamente 20 furos por tubo.

Apenas os SAC-BR TB (tubos e brita) e SAC-BR TPB (tubos, brita e plantado) foram preenchidos com brita zero (diâmetro $D_{60} = 7,0$ mm; porosidade de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura

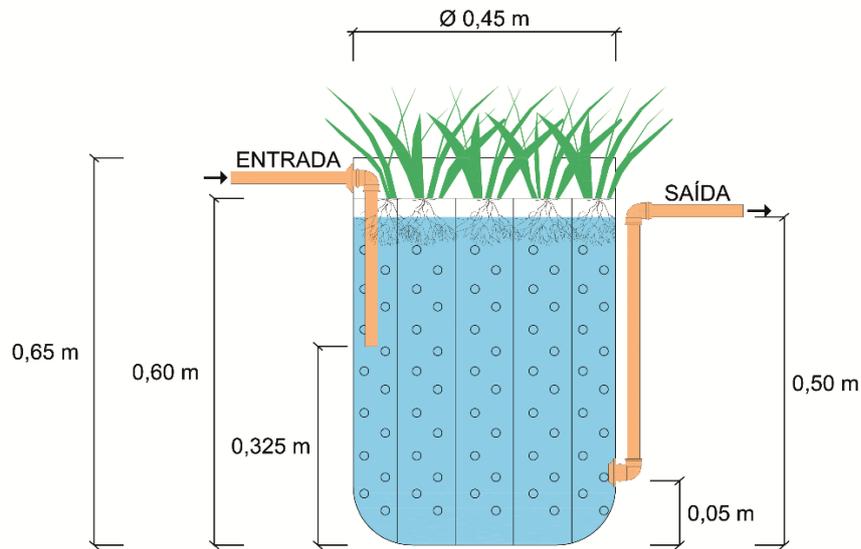
de 0,60 m, com o nível d'água mantido a 0,05 m abaixo do material suporte. Além da brita, o SAC-BR TPB foi plantado com *Chrysopogon zizanioides* (capim-vetiver) mesma espécie também utilizada no SAC-BR TP (tubos e plantas). Por fim, o SAC-BR T (apenas tubos), última variação, não contou com a presença de plantas ou meio de suporte, possuindo apenas tubos perfurados em seu interior (FIGURA 2).

Figura 2 - Configurações dos diferentes SAC-BR.



Fonte: Da autora (2021).

Figura 3 - Medidas, altura da lâmina d'água e disposição das tubulações de entrada e saída dos SAC-BR.



Fonte: Da autora (2021).

Nos SAC-BR cultivados foram plantadas 2 mudas de capim-vetiver em cada tubo submetidas a um período de 30 dias de adaptação (densidade de mudas de 150 mudas por m²). No plantio, as mudas foram colocadas nos sistemas contendo uma mistura de 75% de água e

25% de esgoto bruto, sendo que cada 10 dias a proporção de esgoto aumentava em 25%. Dessa forma, ao final de 30 dias do plantio o líquido utilizado foi substituído por esgoto bruto.

Para alimentação das unidades foram utilizadas 4 bombas peristálticas dosadoras da marca Prominent® que bombearam o efluente armazenado no reservatório de distribuição. A tubulação de entrada do efluente foi posicionada a meia altura da bombona, enquanto a de saída foi colocada a 0,05 m do nível da base do recipiente, sendo a altura da lâmina d'água foi mantida em todas as unidades em 0,5 m (FIGURA 3). As vazões de entrada foram reguladas diariamente e controladas por meio de medição direta com intuito de manter o mesmo TDH nos quatro sistemas. As vazões de saída também foram monitoradas e registradas para que fosse possível avaliar as taxas de carregamento orgânicas aplicadas e removidas

2.3 Variáveis monitoradas

Durante o período de monitoramento foram realizadas 22 coletas no período da manhã. As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas com capacidade de 500 mL, sendo imediatamente encaminhadas para os laboratórios de Águas Residuárias e de Microbiologia aplicada ao Saneamento, do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, para realização das análises.

A fim de avaliar o desempenho dos sistemas, operando como fase única de tratamento do esgoto, foram monitoradas semanalmente as seguintes variáveis: temperatura do líquido, potencial hidrogeniônico (pH) em medidor MS TecnoPON (mPA 210), condutividade elétrica (CE) em condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo método Winkler após 5 dias de incubação da amostra a 20°C, demanda química de oxigênio (DQO) pelo método do refluxo fechado titulométrico, fósforo total (PT) método do ácido ascórbico com leitura em espectrofotômetro, e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo método micro-Kjeldahl. As análises de Coliformes Totais (CT) e Termotolerantes (CTer) pelo método dos tubos múltiplos, ocorrem quinzenalmente. Todas as metodologias foram realizadas conforme estabelecido no *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2005) e em Matos (2015).

Já as temperaturas do ar foram obtidas do banco de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), para a Estação 83687 de Lavras-MG, com registros horários de temperatura às 00, 12 e 18 h.

2.4 Análise estatística

A variabilidade dos dados ambientais faz com que os estes dificilmente sigam uma distribuição normal, sendo, portanto, mais indicado o uso de testes não-paramétricos (MATOS, 2015). Dessa maneira, foi utilizado o teste de *Kruskal-Wallis* para comparação entre grupos, com nível de significância de 5%, empregando o software *Statistica* 10.0.

3 RESULTADOS

Durante o período monitorado, as características do esgoto gerado na UFLA sofreram alteração dada a diminuição do número de usuários nas dependências do *campus* em decorrência do isolamento social causado pelo SARS-CoV-2. De acordo com Soares *et al.* (2020) no período de aulas o esgoto da UFLA apresentou valores médios de DQO, DBO, NTK, PT, pH, CE, CT e CTer foram de 400 mg L⁻¹, 170 mg L⁻¹, 44 mg L⁻¹, 7 mg L⁻¹, 7,6, 1094 μS cm⁻¹, 4,6x10⁸ NMP/100mL e 1,9x10⁷ NMP/100mL, a maioria apresenta concentrações típicas para esgoto sanitário doméstico (VON SPERLING, 2014). Por outro lado, nos períodos em que o número de usuários do campus diminuiu, houve também redução significativa na magnitude de todas as variáveis (SOARES *et al.*, 2020). Assim, ao longo do período avaliado, os SACs foram alimentados com esgoto menos concentrado do que o esgoto típico.

Na Tabela 2 estão apresentados os valores médios, os desvios padrão da média e a mediana das variáveis físicas e químicas monitoradas no esgoto bruto (Entrada) e nas saídas dos SAC-BR. Devido a imprecisão de alguns métodos utilizados, adotou-se para essa e para as próximas tabelas, a padronização de casas decimais, sendo que para valores menores que 1 adotou-se a convenção de duas casas decimais, uma para valores entre 1 e 10, e sem números após a vírgula para valores superiores a 10.

Tabela 2 - Valores médios, desvio padrão da média e mediana das variáveis físicas e químicas monitoradas no esgoto bruto (Entrada) e nas saídas dos SAC-BR.

Variáveis		Entrada N (22)	SAC – BR			
			SAC-BR T N (22)	SAC-BR TP N (22)	SAC C-BR TB N (22)	SAC-BR TPB N (22)
T	Média	21 ± 4,1	21 ± 4,3	21 ± 4,3	21 ± 4,1	21 ± 4,1
	Mediana	22	22	22	22	22
pH	Média	7,3 ± 0,19	7,5 ± 0,16	7,5 ± 0,13	7,7 ± 0,14	7,5 ± 0,17
	Mediana	7,3 a	7,6 bc	7,5 bc	7,7 c	7,5 ab
CE	Média	714 ± 144	695 ± 148	692 ± 147	664 ± 136	654 ± 135
	Mediana	756 a	738 a	733 a	691 a	703 a
DBO	Média	23 ± 10	9,7 ± 5,8	9,7 ± 6,7	12 ± 7,5	14 ± 10
	Mediana	23 a	10 b	10 b	10 b	10 b
DQO	Média	90 ± 27	54 ± 27	54 ± 24	46 ± 28	45 ± 25
	Mediana	96 a	54 b	55 b	46 b	48 b
NTK	Média	21 ± 7,6	18 ± 7,0	18 ± 6,4	16 ± 5,5	15 ± 5,9
	Mediana	23 a	20 ab	20 ab	17 b	14 b
PT	Média	4,7 ± 1,2	4,5 ± 1,2	4,3 ± 1,3	4,1 ± 1,5	3,5 ± 1,6
	Mediana	4,8 a	4,5 a	4,5 a	4,2 a	3,7 a
T_{ar}	Média	20,4	20,4	20,4	20,4	20,4

N: número de observações; T - temperatura do líquido (°C); pH - potencial de hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio, em mg L^{-1} ; NTK - nitrogênio total kjeldahl; PT- fósforo total; ST - sólidos totais; SF - sólidos fixos; SV - sólidos voláteis em mg L^{-1} ; T_{ar} - temperatura média do ar (°C). Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

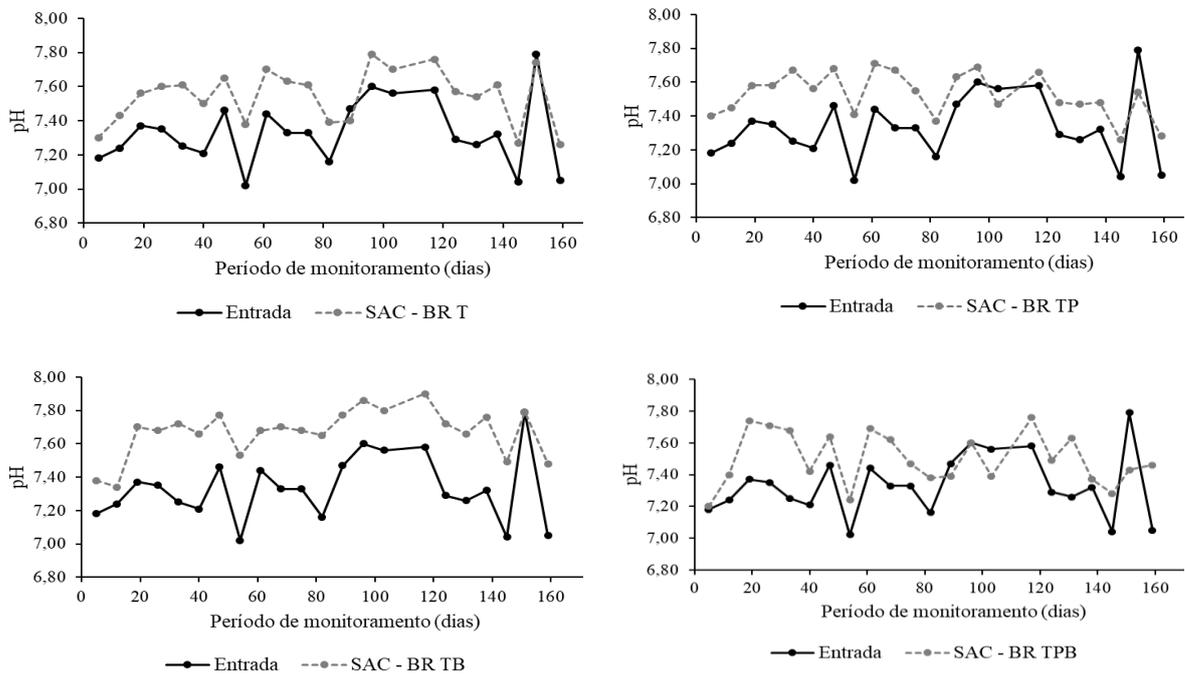
Fonte: Do autor (2021).

3.1 Potencial hidrogeniônico e condutividade elétrica

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a faixa propícia para desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica varia entre 6,0 e 9,0. Assim sendo, os valores médios de pH observados nos sistemas mantiveram-se dentro dessa faixa. Já em relação ao desenvolvimento das plantas, o ideal é que os valores de pH se mantenham próximos aos da neutralidade para possibilitar maior absorção de nutrientes e melhorar o desempenho das unidades (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2002).

Na Figura 4 estão apresentados os valores de pH do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento. Observa-se ter havido aumento no potencial hidrogeniônico da entrada para saída das unidades.

Figura 4 - Variação dos valores de pH do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento.



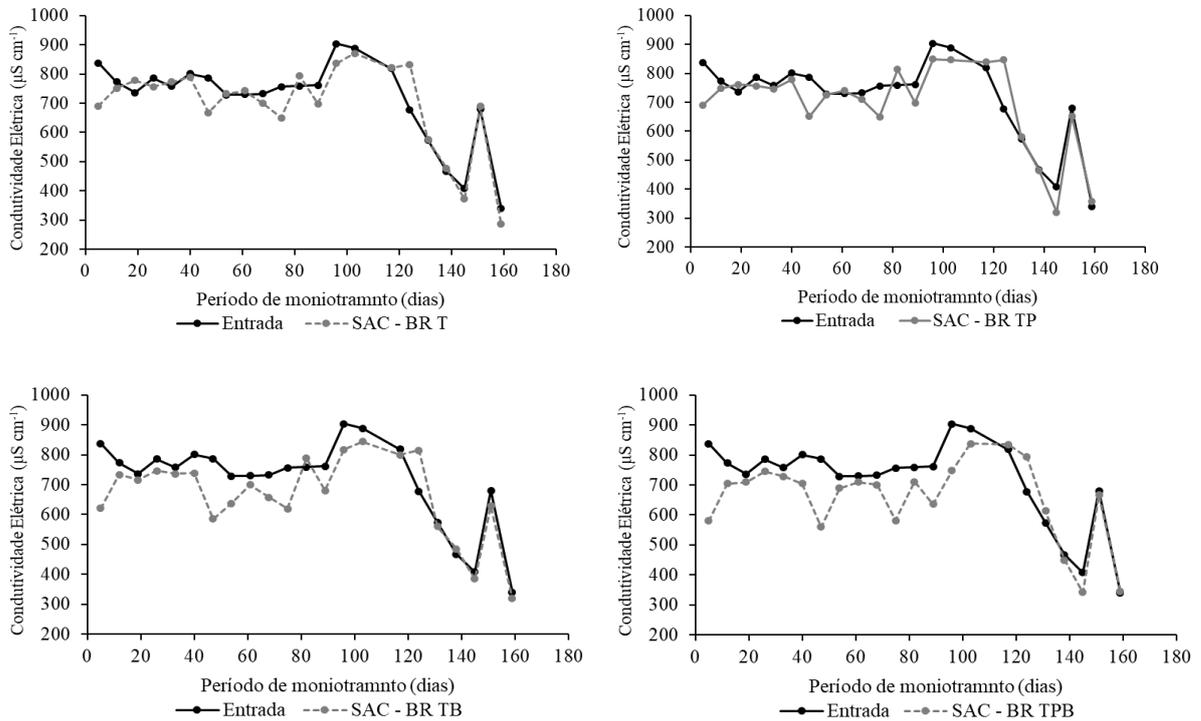
Fonte: Da autora (2021).

Estatisticamente, apenas o efluente do SAC TPB não apresentou pH maior do que o valor de entrada, o que pode estar relacionado à maior remoção de nutrientes pelo sistema, provocando elevação na atividade dos íons H^+ e ainda devido a liberação exudatos radiculares ácidos pelas plantas (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Os valores das medianas da CE do efluente aos SACs-BR, por sua vez, não diferiram da mediana do afluente (esgoto bruto). Contrariamente, Fia *et al.* (2017) observaram diminuição da condutividade elétrica em SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) cultivados com taboa (*Typha latifolia*) e capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*), o que os autores justificaram pela ocorrência de mecanismos de remoção por precipitação, sorção e absorção pelas plantas (KADLEC; WALLACE, 2009). Diferentemente, Saraiva *et al.* (2018) observaram aumento da condutividade elétrica após a passagem por SACs preenchidos com brita, o que foi atribuído à liberação de íons pelo meio suporte. Assim, nos SACs-BR pode estar ocorrendo um balanço entre os mecanismos de remoção e liberação de íons, havendo ligeira maior contribuição do segundo, implicando em pH maior do que o de entrada.

Na Figura 5 estão apresentados os valores de CE do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento, verifica-se que os valores afluente e efluente estão próximos durante toda a avaliação.

Figura 5 - Variação dos valores da CE do esgoto bruto e dos SAC-BR ao longo do período de monitoramento.



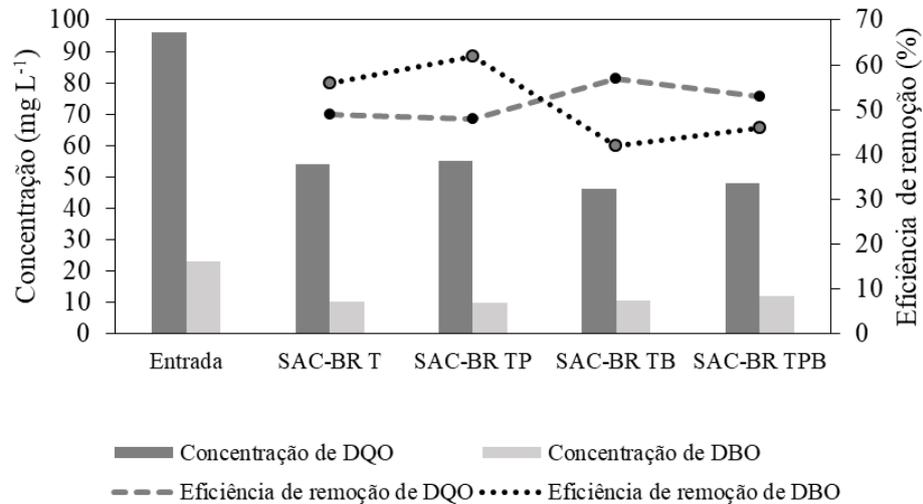
Fonte: Da autora (2021).

3.2 Remoção de matéria orgânica

Os valores médios das concentrações de DBO (23 mg L^{-1}) e DQO (90 mg L^{-1}) do esgoto bruto são inferiores às concentrações típicas da literatura de 300 mg L^{-1} e 600 mg L^{-1} (VON SPERLING, 2014). Também são menores e aos valores médios observados por Soares *et al.* (2020) de 170 mg L^{-1} de DBO e 400 mg L^{-1} de DQO, avaliando o mesmo esgoto durante o período com aulas no *campus* universitário. Vale ressaltar, que a relação DQO/DBO foi de 4,2, relação considerada elevada, indicando que a fração inerte é maior que a fração biodegradável, nesse caso, esperava-se que o tratamento biológico não apresentaria bom desempenho (VON SPERLING, 2014).

Concentrações de entrada muito baixas podem ter interferido no desempenho das unidades. As eficiências médias de remoção de matéria orgânica foram de 56, 62, 42, 46% de DBO e 49, 48, 57, 53% de DQO nos SAC-BR T, TP, TB, TPB, respectivamente (FIGURA 6), não havendo diferença significativa entre os tratamentos.

Figura 6 - Representação gráfica das concentrações e eficiências médias de remoção de DBO e DQO nos SACs-BR.



Fonte: Da autora (2021).

No capítulo anterior, foram observadas no SAC-BR D (TDH = 48 h), mesma configuração do SAC-BR TP, eficiências de remoção de 51% e 58% de remoção de DBO (T = 24,1 °C) e DQO, respectivamente, estando dentro da faixa obtida para os tratamentos com e sem brita e com e sem a presença do capim-vetiver, mesmo tendo temperaturas médias do ar inferiores (22,8 °C). Miranda *et al.* (2019) também não observaram diferença significativa na remoção de DBO de SACs preenchidos com brita e garrafas PET, e com diferentes combinações de espécies vegetais. De forma semelhante, Wang *et al.* (2012) não verificaram ganho na remoção de DQO utilizando plantas em SACs do tipo Bio-Rack.

Para alguns autores, a contribuição de plantas na remoção de matéria orgânica e sólidos pode não ser efetiva, não havendo diferença para unidades não plantadas (LEE *et al.*, 2004). Por outro lado, sabe-se que a maior diversidade microbiana e a malha de raízes são mecanismos que podem auxiliar na redução das concentrações de sólidos orgânicos e compensar a possível liberação de detritos vegetais em solução nos SACs (ZHAO; ZHU; TONG, 2009; MATOS *et al.*, 2018). Dessa forma, considera-se que para águas residuárias com baixas concentrações de DBO e DQO, a presença de plantas pode não ter efeito significativo. Nessas condições, nem mesmo a presença de meio suporte, o que poderia auxiliar na maior formação de biofilme e contribuir para mecanismos físicos de remoção, foi efetivo.

Outro fator que pode interferir na avaliação de diferenças entre os tratamentos com e sem plantas é a influência das perdas hídricas. A contribuição da transpiração das espécies vegetais pode implicar em distintos valores de remoção com base na carga ou na concentração (BRASIL; MATOS, 2008). Calculando as eficiências com base na carga (TABELA 3),

observou-se maiores eficiências, no entanto, novamente, não foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos. Por serem unidades com pequena área superficial, as perdas hídricas não representam parcela importante da vazão afluyente.

Tabela 3 - Médias das Taxas de carregamento orgânico (TCO - $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de DQO e de DBO e medianas (M) das eficiências de remoção (%).

SAC-BR		Variáveis	
		DBO	DQO
SAC-BR T	TCO	76 ± 34	290 ± 110
	M (%)	65 a	56 a
SAC-BR TP	TCO	76 ± 34	290 ± 110
	M (%)	70 a	59 a
SAC-BR TB	TCO	38 ± 17	145 ± 55
	M (%)	54 a	61 a
SAC-BR TPB	TCO	38 ± 17	145 ± 55
	M (%)	57 a	56 a

Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

De acordo com a Resolução COPAM/CERH N° 01 de 2008, legislação estadual vigente para o estado de Minas Gerais, no que se refere à DBO é necessário que o efluente tenha concentração de até 60 mg L^{-1} , ou tratamento com eficiência de redução em no mínimo 60% e média anual superior ou igual a 70% para sistemas de esgotos sanitários. Já para DQO, concentração de até 180 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de redução em mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgoto sanitário. Considerando apenas as eficiências de remoção, visto que as concentrações afluentes já se enquadram nas exigências da resolução, verificou-se que os SACs-BR sem meio de suporte (T e TP) atenderiam quanto à remoção de DBO, enquanto que em relação à DQO, todos os SACs-BR alcançaram a eficiência mínima exigida.

As taxas de aplicação deste trabalho ($0,014 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DBO e $0,052 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DQO) foram muito baixas quando comparadas a $0,84$ e $0,62 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DQO e $0,39$ e $0,30 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DBO, utilizadas por Jamshidi *et al.* (2014), que avaliaram SACs-BR cultivados com *Phragmites sp.* e *Typha sp.* Os autores avaliaram TDH de 21 e 27 horas e obtiveram eficiências de remoção de 87% e 86% de DQO e de 93% e 92% de DBO, respectivamente. Sathe e Munavalli (2019) obtiveram eficiências de remoção inferiores às de Jamishidi *et al.* (2014),

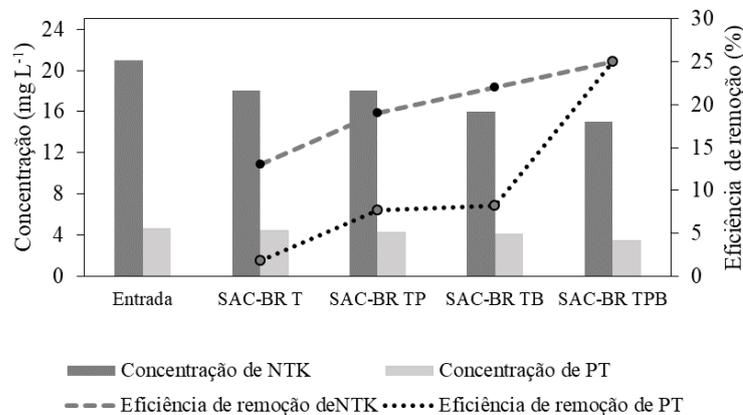
sendo e 57% de DBO e 56% de DQO, tendo taxas de aplicação de $0,35 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$ de DQO. Assim, acredita-se que o desempenho das unidades avaliadas neste trabalho tenha sofrido interferência das baixas taxas de aplicação, implicando em eficiências menores do que as reportadas na literatura.

3.3 Remoção de nutrientes

A concentração média do esgoto bruto no presente trabalho de 21 mg L^{-1} de NTK encontra-se abaixo da faixa de concentração para esgotos domésticos de $35 - 60 \text{ mg L}^{-1}$ de acordo com Von Sperling (2014). Já para o fósforo, ainda de acordo com o autor, a faixa é de $4 - 15 \text{ mg L}^{-1}$, estando dentro dessa faixa com valor médio de $4,7 \text{ mg L}^{-1}$.

As eficiências de remoção em relação a concentração nos SAC-BR T, TP, TB e TPB foram de 13, 19, 22 e 25 % de NTK e de 1,8, 7,7, 8,2, 25% de PT, respectivamente (FIGURA 7).

Figura 7 - Representação gráfica das concentrações e eficiências médias de remoção de DBO e DQO nos SACs-BR.



Fonte: Da autora (2021).

Na Tabela 4 estão apresentadas as taxas de carregamento orgânico ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de NTK e PT e as medianas das eficiências com base na carga aplicada. De acordo com Brasil e Matos (2008), em sistemas naturais plantados, a evapotranspiração pode propiciar subestimativas das eficiências de remoção, dessa forma, foram calculadas também as eficiências de remoção com base na carga aplicada nas unidades.

Tabela 4 - Médias das Taxas de carregamento orgânico (TCO - kg ha⁻¹ d⁻¹) de NTK e de PT e medianas (M) das eficiências de remoção (%).

SAC-BR	Variáveis		
		NTK	PT
SAC-BR T	TCO	69 ± 26	15 ± 4,9
	M (%)	30 a	22 a
SAC-BR TP	TCO	69 ± 26	15 ± 4,9
	M (%)	36 a	26 ab
SAC-BR TB	TCO	35 ± 13	7 ± 2,5
	M (%)	38 a	23 ab
SAC-BR TPB	TCO	35 ± 13	7 ± 2,5
	M (%)	40 a	39 b

Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Valipour e Ahn (2016) observaram variações de remoção de fósforo entre 6 - 99% e entre 20 - 99% de nitrogênio amoniacal (N-NH₄) avaliando diversos tipos de configurações de SACs. Segundo os autores, as taxas de carregamento, as espécies vegetais e as condições climáticas são fatores que podem interferir diretamente no desempenho das unidades. Já em relação ao fósforo, também está muito ligada ao tipo de meio suporte escolhido, dada a mecanismos de remoção por sorção e precipitação, além da absorção (KADLEC; WALLACE, 2009).

As eficiências de remoção dos SAC-BR T, TP, TB e TPB, considerando a carga afluyente e efluente, foram de 30, 36, 38 e 40% e 22, 26, 23 e 39% para NTK e PT, respectivamente. O maior valor observado ocorreu no SAC-BR TPB na remoção de NTK, apesar de não ter sido estatisticamente diferente das demais unidades.

As taxas de carregamento aplicadas nos SAC-BR com maiores eficiências de remoção de NTK ficaram dentro da faixa que variam entre 3 a 40 kg ha⁻¹ d⁻¹ (KUSCHK *et al.*, 2003). Sathe e Munavalli (2019) avaliando SAC-BR convencional reportaram eficiências de 35% de remoção de NTK, tendo carga orgânica aplicada de 0,35 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, valor superior às taxas aplicadas neste trabalho (0,052 kg m⁻³d⁻¹ de DQO). Já Fia *et al.* (2017) obtiveram eficiências de remoção que variaram entre 37 e 40% utilizando taxas de carregamento em torno de 111 kg ha⁻¹ d⁻¹, superiores às aplicadas neste trabalho. Os autores avaliaram sistemas cultivados e não cultivados e observaram que a presença ou ausência de plantas não influenciou nas eficiências de remoção de NTK. De forma semelhante, Marchand *et al.* (2014) não verificaram influência das espécies vegetais cultivadas em SACs-BR na remoção de cobre.

Em relação à remoção de PT, o SAC-BR TPB diferiu estatisticamente apenas do SAC-BR T, o que pode ter ocorrido devido ao fato do SAC-BR TPB ter a presença de meio suporte e plantas. Segundo Vymazal (2007), a remoção de fósforo em sistemas alagados construídos costuma variar entre 40 e 60% e pode ser potencializada quando é utilizado substrato com elevada capacidade de adsorção. A brita não é um meio suporte de grande potencial de remoção de P, dada a sua composição e baixa área superficial específica (MANN; BAVOR, 1992; KADLEC; WALLACE, 2009), assim sendo, não se esperava elevadas eficiências de remoção com a inclusão do meio filtrante. Esse foi o motivo pelo qual, Saraiva *et al.* (2018) verificaram que é possível substituir a brita por garrafas PET amassadas, um meio inerte, sem haver prejuízos na remoção de P. Os autores obtiveram eficiências de remoção de 20-29% em SACs-EHSS, próximos aos encontrados nos SACs-BR, tendo carga aplicada de 318 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e 7,7 kg ha⁻¹ d⁻¹ de P.

Para Wang *et al.* (2012), em SACs-BR, a absorção é a rota mais importante de remoção de P, enquanto para NTK, os processos de nitrificação e desnitrificação são mais efetivos. Assim, a soma dos dois fatores (substrato + plantas) pode ter causado redução significativamente maior de P em relação à unidade desprovida de ambos os componentes. Por outro lado, as condições de operação dos SACs-BR podem não ter propiciado a oxidação do nitrogênio orgânico e amoniacal e a sua redução à N₂.

3.4 Remoção de patógenos

Na Tabela 5 estão apresentados os resultados médios de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTer) na entrada e na saída dos SAC-BR durante o período de monitoramento completo. O valor médio para a entrada apresentou-se dentro da faixa de concentração usual para esgoto doméstico de 10⁶ - 10¹⁰ NMP/100 mL para coliformes totais (CT), já o valor de coliformes termotolerantes (CTer) ficou uma unidade log abaixo da faixa (10⁶ - 10⁹ NMP/100 mL) (VON SPERLING, 2014).

As eficiências de remoção foram de 80, 82, 86 e 85% e 90, 81, 94 e 91% para CT e CTer, respectivamente. Na Figura 8 estão representadas graficamente o NMP/100 mL e as eficiências de remoção de CT e CTer pelos SACs-BR.

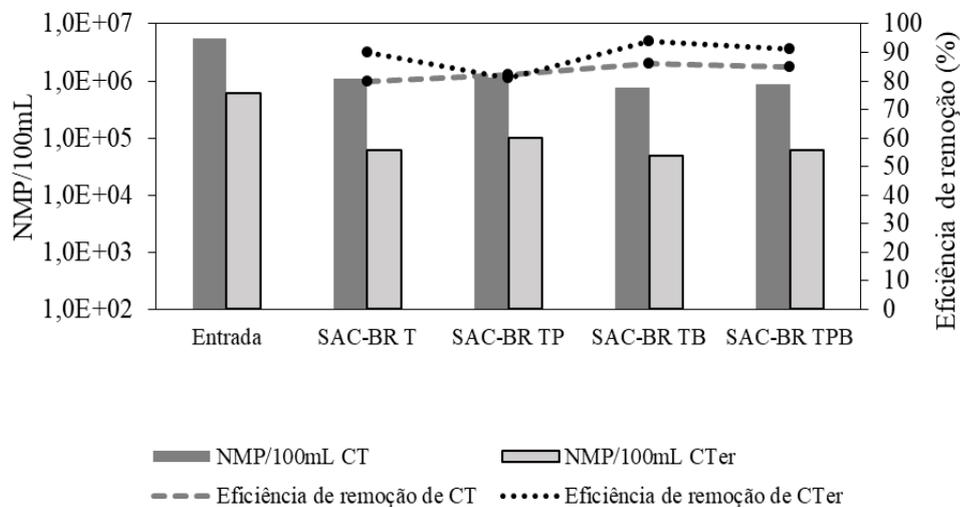
Tabela 5 - Média geométrica das contagens de Coliformes Totais (CT) e Termotolerantes (CTer) no esgoto bruto (entrada) e nas saídas dos SACs-BR, e medianas das eficiências de remoção (M (%)).

Ponto	Variáveis		
		CT	CTer
Entrada	Média	$5,5 \times 10^6$	$6,2 \times 10^5$
SAC-BR T	Média	$1,1 \times 10^6$	$6,2 \times 10^4$
	M (%)	80 a	90 a
SAC-BR TP	Média	$1,2 \times 10^6$	$9,8 \times 10^4$
	M (%)	82 a	81 a
SAC-BR TB	Média	$7,5 \times 10^5$	$4,8 \times 10^4$
	M (%)	86 a	94 a
SAC-BR TPB	Média	$8,8 \times 10^5$	$6,1 \times 10^4$
	M (%)	85 a	91 a

N: número de observações. Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Figura 8 - NMP/100 mL e as eficiências de remoção de CT e CTer pelos SACs-BR.



Fonte: Da autora (2021).

A TCO aplicada nos SACs-BR esteve dentro da faixa indicada como Chagas et al. (2012) (entre 44 e 98 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO) como mais propícia para remoção de coliformes totais e *E. coli*, no entanto, as eficiências foram muito aquém das 4 unidades log (99,99%) de remoção. A presença de plantas também não proporcionou efeito significativo na remoção dos indicadores da presença de organismos patogênicos, ao contrário do observado por Avelar e et

al. (2014). Segundo os autores, a liberação de fitoalexinas contribui para maior decaimento de coliformes.

A adição do meio suporte também não resultou em diferenças significativas na remoção de coliformes. Segundo Maiga, von Sperling e Mihelcic (2017), SAC de escoamento subsuperficial possuem maior capacidade de remoção de organismos patogênicos, assim era esperado que a introdução da brita proporcionasse ganho na redução da contagem dos indicadores de contaminação entérica. Por outro lado, como os SACs-BR operaram como primeira unidade de tratamento, o potencial redox pode ter sido inferior no ambiente com brita, o que tornaria menos propício à remoção de coliformes (NAVARRO *et al.*, 2011; DIAS *et al.*, 2018).

Valipour, Raman e Ghole (2009) obtiveram remoções de 92% de coliformes termotolerantes, estando próximos aos valores reportados no trabalho que, por sua vez, são superiores aos encontrados em tanques sépticos (COLARES; SANDRI, 2013). Em três tanques sépticos em série monitorados por Colares e Sandri (2013), obtiveram remoções de 76 (0,62 unidades log) e 65% (0,46 unidades log), respectivamente, de coliformes totais e *E. coli*.

Com base nos resultados, observa-se que a introdução conjunta de plantas e substrato pode proporcionar aumento na eficiência de remoção de P em SACs-BR. No entanto, recomenda-se que a avaliação seja feita por um tempo maior de forma a acompanhar o acúmulo de sólidos, entupimento, e possível colapso do sistema. Assim, pode-se inferir se o melhor desempenho compensa os custos e a maior manutenção. Importante também ressaltar, que para uma água residuária mais concentrada e com menor variação de características, pode haver um melhor diagnóstico da influência dos fatores no tratamento dos SACs-BR.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que:

- i. As eficiências de remoção de poluentes podem ter sofrido interferência devido às baixas cargas de aplicação;
- ii. O SAC-BR TPB (com brita e plantado com capim-vetiver) foi o que apresentou melhores resultados de remoção de fósforo, diferindo significativamente do reator sem meio suporte e plantas;
- iii. Nas demais variáveis avaliadas, não foi observado efeito significativo da introdução da brita e do capim-vetiver;
- iv. Deve-se realizar avaliação prolongada dos SACs-BR de forma a inferir sobre o acúmulo de sólidos e possível colapso do sistema com a contínua operação, em comparação das unidades apenas com brita.

REFERÊNCIAS

- APHA. American Public Health Association; AWWA. American Water Works Association; WEF. Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- AVELAR, F. F. *et al.* Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 35, n. 16, p. 2095-2103, 2014.
- BOLTON, L. *et al.* Phosphorus adsorption onto an enriched biochar substrate in constructed wetlands treating wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, n. 10, v. 1, p. 100005, 2019.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. de. 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, 2008.
- BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. **Journal of Experimental Botany**, [S.l.], v. 53, n. 379, p. 2441-2450, 2002.
- CHAGAS, R. C. *et al.* Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hermerocallis flava*). **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, Viçosa, v. 20, n. 2, p. 142-150, 2012.
- COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.
- DIAS, D. F. C. *et al.* Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 39, n. 4, p. 490-502, 2018.
- FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.
- FIA, F. R. L. *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.
- FIA, R. *et al.* Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 8, p. 842-847, 2010.

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

JAMSHIDI, S. *et al.* Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with Phragmites sp. and Typha sp. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 131, 2014.

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

KUSCHK, P. *et al.* Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. **Water Research**, [S.l.], v. 37, n. 17, p. 4236-4242, 2003.

LEE, C.Y. *et al.* Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 92, n. 2, p. 173-179, 2004.

MAIGA, Y.; VON SPERLING, M.; MIHELICIC, J. R. **Constructed Wetlands**. In: ROSE J. B.; JIMÉNEZ-CISNEROS, B. (Eds.). *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. In: MIHELICIC, J. R.; VERBYLA, M. E. (Eds.). *Part 4: Management Of Risk from Excreta and Wastewater - Section: Sanitation System Technologies, Pathogen Reduction in Sewered System Technologies*. Michigan State University, E. Lansing, MI: UNESCO, 2017.

MANN, R. A.; BAVOR, H. J. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. **Water Science and Technology**, London, v. 27, n. 1, p. 107-113, 1992.

MARCHAND, L. *et al.* Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with Phragmites australis, Juncus articulatus and Phalaris arundinacea. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 64, p. 291-300, 2014.

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

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

MATOS, M. P. **Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas. 2015. 301 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

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

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

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Minas Gerais: Conselho Estadual de Política Ambiental, [2008]. Disponível em <http://www.compe.org.br/estadual/deliberacoes/conjunta/1-2008.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2021.

MIRANDA, S. T. *et al.* Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 31, p. 100871, 2019.

MORAIS, C. J. **Influência da profundidade do meio suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim vetiver**. 2019. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

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

NAVARRO, A. E. *et al.* Removal of selected organic pollutants and coliforms in pilot constructed wetlands in southeastern Mexico. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 91, n. 7-8, p. 680-692, 2011.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 911-920, 2008.

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

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

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

SARAIVA, C. B. *et al.* Influence of substrate and species arrangement of cultivated grasses on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.

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

SATHE, S. M.; MUNAVALLI, G. R. Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 28, p. 240-249, 2019.

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

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

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Modeling of productivity and nutrient extraction by the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, p. 1-9, 2021.

VALIPOUR, A.; AHN, Y. H. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 23, n. 1, p. 180-197, 2016.

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

VENSKE, F. **Alagados construídos para tratamento de águas cinzas com meio suporte de resíduos de construção e demolição**. 2017. 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

VIERITZ, A. *et al.* Modelling Monto vetiver growth and nutrient uptake for effluent irrigation schemes. In: **Proceedings of the Third International Conference on Vetiver and Exhibition**, Guangzhou, China. 2003.

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

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

WANG, J. *et al.* Contaminant removal from low-concentration polluted river water by the bio-rack wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 24, n. 6, p. 1006-1013, 2012.

WANG, Q. *et al.* Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: role of plant presence. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 23, n. 5, p. 4036-4045, 2015.

YANG, Z. *et al.* Effect of plant harvesting on the performance of constructed wetlands during summer. **Water**, [S.l.], v. 8, n. 1, p. 24, 2016.

ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 21, n. 6, p. 750-757, 2009.

CAPÍTULO 4 PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE EXTRATORA DO CAPIM-VETIVER CULTIVADO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DO TIPO BIO-RACK

RESUMO

A contribuição de plantas no desempenho dos sistemas alagados construídos (SACs) é influenciada por alguns fatores, como tempo de detenção hidráulica (TDH), cargas aplicadas, configuração e presença de meio suporte. Dessa forma, o presente trabalho objetivou avaliar a produtividade e a capacidade de extração de nutrientes do capim-vetiver cultivado em sistemas alagados construídos do tipo bio-rack (SAC-BR) em duas fases de operação. Para a confecção dos sistemas, foram utilizadas bombonas com capacidade de 100 L, altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m². Foram avaliados na primeira fase, SAC-BR (A, B, C e D), respectivamente, com TDH de 6, 12, 24 e 48 h, e na segunda fase, os SAC-BR TP e TPB, com TDH de 48 h, respectivamente, com apenas tubos e plantas, e com tubos, plantas e inserção de brita como meio suporte, na Fase 2. Foram realizados cortes da parte aérea a cada 45 dias, das plantas e avaliados a produtividade de matéria seca, teor de nutrientes e capacidade extratora de nitrogênio (N) e fósforo (P). A alta densidade de plantas (150 plantas por m²) pode ter causado a obtenção de baixos resultados de produtividade do capim-vetiver, sendo que o SAC-BR A foi aquele que apresentou maior produtividade média de 226 kg ha⁻¹ d⁻¹. A participação das plantas na remoção de nutrientes alcançou eficiências de remoção total de N e P de 15,0 e 6,9 %, sendo que os SAC-BR D, TP e TPB, com maiores TDH e que receberam menores cargas, foram os que apresentaram melhor desempenho.

Palavras-chave: Capacidade de absorção. SAC-BR. Biomassa vegetal. Remoção de nutrientes.

ABSTRACT

The contribution of plants to the performance of Constructed Wetlands (CW) is influenced by some factors, such as hydraulic retention time (HRT), applied loads, configuration and presence of support. Thus, the present study aimed to evaluate the productivity and nutrient extraction capacity of vetiver grass grown in flooded systems constructed of the Bio-Rack type (BR-CW) in two phases of operation. To create the systems, drums with a capacity of 100 L, height of 0.65 m, internal diameter of 0.45 m, and a surface area of 0.16 m² were used. BR-CW (A, B, C and D) were adopted in the first phase (A, B, C and D), respectively, with 6, 12, 24 and 48 h HRT, and in the second phase, the BR-CW TP and TPB, with 48 h HRT, with the insertion of gravel as a support medium in a unit, in Phase 2. Cuts of the aerial part of the plants were made every 45 days, and the productivity of dry matter, nutrient content and extraction capacity of nitrogen (N) and phosphorus (P) were evaluated. The high density of plants (150 plants/m²) may have caused low productivity results for vetiver grass, with BR-CW A being the one with the highest average productivity of 226 kg ha⁻¹ d⁻¹. The participation of plants in the removal of nutrients reached efficiencies of total removal of N and P of 9.7% and 7.2%, and the BR-CW D, TP and TPB, with the highest HRT and which received the least loads, were the ones with better performance.

Keywords: Absorption capacity. BR-CW. Plant biomass. Nutrient removal.

1 INTRODUÇÃO

Sistemas Alagados Construídos (SACs) são unidades que têm recebido grande atenção de pesquisadores e profissionais da área de tratamento de água residuárias por aliarem elevadas eficiências de remoção de poluentes à simplicidade operacional e de manutenção, e baixos custos (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; FIA *et al.*, 2011; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2012; VYMAZAL, 2005). Como vantagem adicional, dependendo da espécie vegetal cultivada, pode-se gerar massa verde com potencial de utilização para alimentação animal, artesanato e produtos cosméticos, além de compor harmonia paisagística na área de tratamento (AVELAR *et al.*, 2015; CAMPOS; TEIXEIRA FILHO, 2019; LOPES *et al.*, 2020).

Porém, a principal contribuição das plantas é na depuração de águas residuárias. A utilização das plantas proporciona absorção de nutrientes da água residuária, aumento da área superficial para formação de biofilme; liberação de substâncias que podem ser tóxicas para organismos patogênicos; bombeamento de oxigênio na zona radicular; formação de rede de raízes/rizomas que promove filtração e redução da velocidade da velocidade, favorecendo a sedimentação e a adsorção e; influenciam a comunidade microbiana (BRIX, 1997; AVELAR *et al.*, 2014; 2015; EUSTÁQUIO JÚNIOR *et al.*, 2012; KADLEC, WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2011; TAYLOR *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2015; WISSENER *et al.*, 2005). Há ainda, relatos de influência das plantas na hidrodinâmica dos reatores, promovendo aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) em função das perdas hídricas por transpiração, além do aumento do tempo de vida útil, pela melhoria na permeabilidade (FU *et al.*, 2013; MATOS; MATOS, 2017; MATOS *et al.*, 2019). Consequentemente, sistemas plantados tendem a apresentar melhores eficiências em comparação com unidades não vegetadas mesmo em localidades com menores temperaturas (KADLEC; WALLACE, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011).

O desempenho das plantas cultivadas em SACs, por outro lado, depende de alguns fatores, como as condições climáticas, cargas aplicadas, TDH, configuração do reator, espécie vegetal escolhida, frequência do corte da parte aérea, densidade de plantas, características da água residuária (disponibilidade de nutrientes), dentre outros (ANDRIES; MATOS; FREITAS, 2018; FIA *et al.*, 2011; HUA *et al.*, 2017; MATOS; MATOS, 2019; PANRARE *et al.*, 2016; PRATA *et al.*, 2013; SARAIVA; TEIXEIRA *et al.*, 2021; VERHOFSTADE *et al.*, 2017). Por isso, recomenda-se a escolha de espécies vegetais com grande capacidade de adaptação a ambientes alagados e de elevada concentração de sais, e que sejam realizados cortes da parte aérea com adequada frequência de forma a elevar a capacidade de extração de nutrientes e

outros compostos (CHENG *et al.*, 2009; PAVLINERI *et al.*, 2017; VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Isso pelo fato de as plantas extraírem mais nutrientes na sua fase de crescimento e por haver menor disponibilização de sólidos vegetais e de nutrientes pela senescência vegetal (BATTY; YOUNGER, 2004; GE *et al.*, 2007; LEE; FLETCHER; SUN, 2009; MATOS; MATOS, 2017).

Diferentes espécies vegetais já foram avaliadas em SACs, dentre as quais, pode-se destacar o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Espécie vegetal de extenso sistema radicular, tolerante a elevadas concentrações de poluentes e a variações bruscas de temperatura, e com grande capacidade de extração de nutrientes, o capim-vetiver tem apresentado resultados satisfatórios no tratamento de diferentes águas residuárias recebendo elevados carregamentos de poluentes (RAMOS *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2021). Somam-se a essas características, outras vantagens como liberação de substâncias inibidoras para alguns grupos de microrganismos como os da família *Enterobacteriaceae* e letais para *Escherichia coli* (SRIVASTAVA; CHANDRA; SINGH, 2007).

Como o TDH, a presença e tipo de substrato, além das configurações podem interferir no desempenho das espécies vegetais, incluindo o capim-vetiver, é importante a investigação da produtividade vegetal e dos teores de nutrientes em uma nova concepção de reatores, os SACs do tipo bio-rack (SACs-BR). Dessa forma, pode-se avaliar que condições podem ser mais propícias e o que pode ser feito para elevar a capacidade de depuração da configuração. Os SACs-BR se caracterizam pela presença de tubos perfurados, dispostos na vertical, nos quais se desenvolve o sistema radicular das plantas e o crescimento microbiano (VALIPOUR *et al.*, 2009), com alternância de escoamento horizontal e vertical nos tubos, objetivando aproveitar das vantagens das unidades verticais e horizontais, reduzir a demanda de área e aumentar a vida útil do sistema (pela ausência do substrato filtrante) (JAMSHIDI *et al.*, 2014; MARCHAND *et al.*, 2014; SHATE; MANAVALLI, 2019). Como há ainda, muitas dúvidas em relação às melhores condições de operação dos SACs-BR, investigou-se o TDH mais propício (Capítulo 2) e a influência da presença de plantas e do substrato filtrante (Capítulo 3) no desempenho dos SACs-BR. Condições essas que podem alterar a produtividade e a capacidade de extração de nutrientes das culturas.

Assim, o presente trabalho objetivou avaliar a produtividade e a capacidade de extração de nutrientes do capim-vetiver cultivado em sistemas alagados construídos do tipo bio-rack (SAC-BR), submetidos a diferentes TDHs (primeira fase) e com e sem a presença de brita (segunda fase).

2 MATERIAIS E MÉTODO

2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), latitude 21°14' S, longitude 44°59' W, em Lavras, Minas Gerais. A ETE-UFLA recebe e trata o esgoto de duas estações elevatórias, a Estação Elevatória da Veterinária (EEV) e a Estação Elevatória da Goiaba (EEG), sendo que a primeira conduz o esgoto gerado pela porção norte do Campus e do Restaurante Universitário, enquanto a EEV coleta o efluente gerado pela porção sul do Campus, incluindo o Hospital Veterinário (FIALHO, 2019). Assim, dependendo do acionamento de uma ou outra elevatória, as características do afluente podem alterar. Ao ser direcionado para ETE-UFLA o esgoto passa por um sistema preliminar composto por gradeamento e caixa de gordura, em seguida, parte para reatores UASB seguidos de Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), Filtros de Areia, cloradores e tanque de contato com lâmpadas UV.

As características do esgoto gerado na universidade sofreram alterações em ambas as fases devido à interferência do período de férias e suspensão das aulas e restrição de acesso ao *campus* em função da pandemia causada pelo SARS - CoV2. Essas ocorrências fizeram com que o efluente gerado apresentasse características com diferença significativa em relação ao esgoto produzido no período de aulas (SOARES *et al.*, 2020).

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios das concentrações de matéria orgânica e nutrientes nas duas fases avaliadas, sendo que a primeira contemplou um período de aulas na instituição, férias, e o período de isolamento social, enquanto a Fase 2 englobou apenas o período de restrição de acesso à instituição em função da pandemia do COVID-19.

Tabela 1 - Valores médios das concentrações de DBO, NTK e PT em cada fase avaliada.

Fases	DBO	NTK (mg L ⁻¹)	PT
Fase 1	111 ± 80	32 ± 23	4,9 ± 2,9
Fase 2	23 ± 10	21 ± 7,6	4,7 ± 1,2

DBO - demanda bioquímica de oxigênio; NTK - nitrogênio total Kjeldahl e PT - fósforo total.

Fonte: Da autora (2021).

2.2 Descrição das fases monitoradas e avaliação dos SAC-BR

A avaliação da produtividade e capacidade extratora do capim-vetiver cultivado em SAC-BR ocorreu em duas fases distintas. A Fase 1 teve um total de 187 dias de operação ocorrendo entre os dias 27 de outubro de 2019 e 30 de abril de 2020 (temperatura média do ar de 24,1 °C). Já a Fase 2 ocorreu entre os dias 03 de julho de 2020 e 09 de dezembro de 2020 (22,8 °C), totalizando 159 dias de operação.

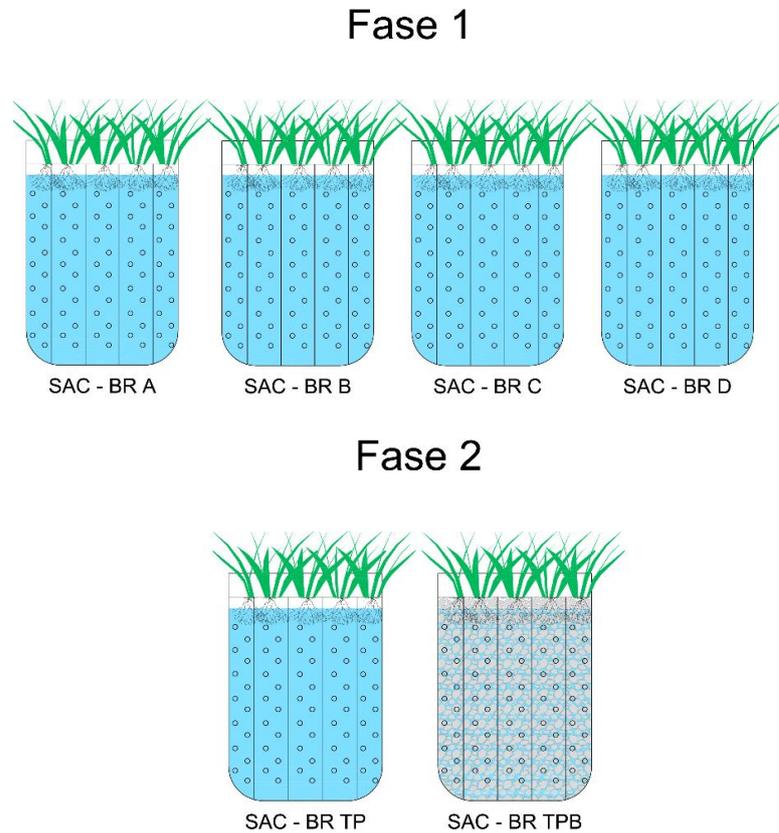
Na Fase 1 foram avaliados quatro SACs-BR com TDH de 6, 12, 24 e 48 h, SAC-BR A, B, C e D, respectivamente. Para confecção dos sistemas, foram utilizadas 4 bombonas com capacidade de 100 L, altura de 0,65 m, diâmetro interno de 0,45 m, e área superficial de 0,16 m². Cada uma delas foi preenchida com 12 tubos de PVC de 100 mm de diâmetro e 0,60 m de altura, perfurados por toda superfície com orifícios de 20 mm com espaçamento de aproximadamente 10 cm entre um orifício e outro, perfazendo-se um total de aproximadamente 20 furos por tubo.

O mesmo princípio construtivo foi mantido na Fase 2, na qual foram avaliados dois SACs-BR plantados (além de duas unidades não vegetadas) com TDH de 48 h, com a diferença de que uma das unidades foi preenchida com brita. Os sistemas monitorados na Fase 2 foram os SAC-BR TP (mesma configuração e TDH do SAC-BR D) e SAC-BR TPB (TDH de 48 horas e contendo brita como meio suporte). Na Figura 1 estão apresentadas as características dos SACs-BR avaliados em cada fase.

A espécie vegetal utilizada em ambas as fases foi a *Chrysopogon zizanioides* (capim-vetiver), em função do elevado potencial do crescimento da raiz, importante para utilização em uma unidade com elevada lâmina d'água (0,5 m). Em todos os SACs-BR foram plantadas, em cada tubo, 2 mudas perfazendo-se um total de 24 mudas por SAC-BR, tendo alta densidade de plantas (150 mudas por m²) em relação ao que comumente é indicado em sistemas alagados construídos convencionais. Optou-se por inserir duas mudas em cada tubo para garantir que todos os tubos contassem com pelo menos uma planta em desenvolvimento por tubo (caso houvesse mortalidade). Inicialmente, para adaptação da espécie, utilizou-se 90 litros de uma mistura composta por água (75%) e esgoto bruto (25%). A cada dez dias o líquido era substituído, aumentando a proporção de esgoto em 25%. Assim, ao final de 30 dias de adaptação, o líquido utilizado foi inteiramente composto por esgoto bruto.

Foram realizados cortes, feitos a 0,10 m da parte superior dos tubos, da parte aérea das plantas a cada 45 dias, resultando em um total de cinco cortes na Fase 1 e quatro cortes na Fase 2. Vale ressaltar que as avaliações dos cortes da Fase 1 foram feitas a partir do segundo corte.

Figura 1 - Esquema representativo das características de cada SAC-BR avaliado em cada fase.



Fonte: Da autora (2021).

2.3 Determinação da produtividade e participação das plantas na remoção de nutrientes

Toda a biomassa vegetal obtida nos cortes foi encaminhada para o Laboratório de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA. Em seguida, foram retiradas subamostras para quantificação da matéria seca através da secagem em estufa com circulação de ar, sob temperatura de 65° C, até atingirem peso constante. Com o intuito de determinar o teor de nitrogênio (N) e fósforo (P) na parte aérea das plantas, as amostras foram trituradas em moinho de faca, passadas em peneira (1 mm) e armazenadas para posterior realização de análise nutricional segundo metodologia proposta por Matos (2015).

A produtividade de matéria seca por área superficial (EQUAÇÃO 1) e a porcentagem de contribuição das plantas na remoção dos nutrientes (EQUAÇÃO 2) foram obtidas através das equações a seguir, de acordo com metodologia preconizada por Matos *et al.* (2010).

$$PMS = MS/AS \quad (1)$$

Em que,

PMS = Produtividade de matéria seca por área superficial (kg ha^{-1});

MS = Massa seca das amostras (kg); e,

AS = Área superficial dos SACs-BR.

$$PR = (T * MS) / (C_R * V) * 100 \quad (2)$$

Em que,

PR = Porcentagem de contribuição da extração de nutrientes na remoção total do sistema (%);

T = Teor de nutrientes na parte aérea (g kg^{-1});

C_R = Concentração média do nutriente no afluente (g m^{-3}); e,

V = Volume total afluente ao sistema (m^3).

2.4 Análise estatística

Para analisar a normalidade e homogeneidade dos dados utilizou-se o teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando os dados apresentaram normalidade utilizou-se a análise de variância (ANOVA) e quando havia diferença estatística entre as médias, seguiu-se com o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para a comparação de alguns dados utilizou-se o teste-t, e quando os mesmos não apresentaram normalidade foi utilizado o teste de Mann-Whitney. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* Sigma-Plot 12.0.

3 RESULTADOS

3.1 Produtividade da parte aérea do capim-vetiver

Na Tabela 2 estão apresentadas as datas que ocorreram cada corte, a estação do ano correspondente, médias das temperaturas médias diárias e umidade relativa do ar. Os valores médios da temperatura média diária e umidade relativa do ar foram obtidos através das bases de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), as observações de alguns períodos não foram registradas por isso não aparecem na tabela.

Tabela 2 - Data, estação do ano, temperatura e umidade relativa do ar médias e precipitação acumulada referentes a cada corte da parte aérea das plantas nas Fases 1 e 2.

Data	Corte	Estação do ano	Temperatura Média (°C)	Umidade relativa média (%)	Precipitação acumulada (mm)
Fase 1 - Período de aulas					
11/12/2019	Corte 2	Primavera	22,4	77	293
Fase 1 - Período de férias/Período de aulas					
27/01/2020	Corte 3	Verão	23,2	72	321
12/03/2020	Corte 4	Verão	-	-	591
Fase 1 - Período de isolamento social					
28/04/2020	Corte 5	Outono	-	-	151
Fase 2					
15/07/2020	Corte 1	Inverno	18,2	71	3
31/08/2020	Corte 2	Inverno	18,5	62	14
15/10/2020	Corte 3	Primavera	23,3	54	41
01/12/2020	Corte 4	Primavera	21,4	70	225

Fonte: Da autora (2021).

Foi possível avaliar a produtividade do capim-vetiver cultivado em SACs-BR em todas as estações do ano. Nos períodos referentes aos intervalos entre os cortes 3 e 4, 4 e 5 da Fase 1 não haviam dados de temperatura média e umidade relativa do ar disponíveis, porém, foram registrados dados de precipitação (mm), sendo esses, inclusive, os maiores observados durante as duas fases de monitoramento. Entre os cortes 3 e 4 ocorreram 22 registros de chuva, sendo

o maior número de registro de chuvas durante todo período de monitoramento. Os mais expressivos índices pluviométricos ocorreram no dia 13/02/2020 e 18/02/2020, 117 mm e 52 mm, respectivamente. Essa condição proporcionou as maiores produtividades na Fase 1, tendo os maiores registros dos SACs B e D no corte 3 e SACs A e C no corte 1, como observado na Tabela 3. Ressalta-se no corte 3, que as unidades foram, em parte, alimentadas com esgoto menos concentrado em função do período de férias. Já o quinto corte ocorreu no período de isolamento social, também com baixas cargas aplicadas. No período de aulas o esgoto da UFLA apresentou valores médios de DBO, NTK e PT de 170 mg L⁻¹, 44 mg L⁻¹, 7 mg L⁻¹, já durante o período de férias e distanciamento social as concentrações foram reduzidas, sendo de 68 e 24 mg L⁻¹, 17 e 22 mg L⁻¹, e 3,1 mg L⁻¹ de DBO, NTK e PT, respectivamente.

Já a menor produtividade obtida foi no segundo corte, quando ainda havia aulas no *campus* universitário, indicando que houve influência das condições ambientais, da adaptação da cultura ao ambiente alagado e de elevada concentração de nutrientes, além das cargas aplicadas. Matos *et al.* (2010), Nedjimi (2011) e Wang *et al.* (2012) também observaram efeito dos fatores citados na produtividade das culturas avaliadas.

Tabela 3 - Produtividade de matéria seca (kg ha⁻¹ d⁻¹) da parte aérea do capim-vetiver cultivados em SACs-BR em cada corte durante as Fases 1 e 2.

	Fase 1			
	SAC-BR A	SAC-BR B	SAC-BR C	SAC-BR D
Corte 2	100	89	87	106
Corte 3	248	201	170	273
Corte 4	282	195	199	223
Corte 5	275	178	155	164
Mediana	262 a	187 a	163 a	194 a
	Fase 2			
	SAC-BR TP	SAC-BR TPB		
Corte 1	15	25		
Corte 2	35	57		
Corte 3	230	236		
Corte 4	250	243		
Mediana	133 a	147 a		

Médias e medianas seguidas pela mesma letra em cada linha, não diferem significativamente pelo teste de Tukey e Mann-Whitney, respectivamente, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Os menores valores de produtividade foram obtidos nos cortes 1 e 2 da Fase 2 durante o inverno. O mesmo foi observado por Jesus (2016), que observou maior produtividade do capim-vetiver na primavera em comparação com os valores obtidos no inverno. No outono,

Ramos *et al.* (2017) obtiveram produtividade de matéria seca de $19,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para capim-vetiver cultivados em SACs no tratamento de água residuária de laticínio (ARL), valor que foi inferior aos obtidos neste trabalho, sendo que o intervalo entre cortes foi de 30 dias. Segundo Alvim *et al.* (1998) e Jesus (2016), cortes mais frequentes podem resultar em menor produtividade de matéria seca, porém, maior teor nutritivo da parte aérea.

Borges *et al.* (2015), por outro lado, utilizando a mesma espécie e com intervalo de corte de 40 dias, observaram valor de $257,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, semelhante a algum dos valores apresentados na Tabela 3, porém, superiores aos obtidos no inverno, estação do ano de avaliação dos autores. Neste caso, pode ter havido influência de outro fator que é a densidade de plantas. No presente trabalho, foram colocadas 24 mudas em $0,16 \text{ m}^2$, perfazendo uma densidade de 150 plantas por m^2 , muito superior aos 21 tufos por m^2 utilizados por Borges *et al.* (2015), o que poderia explicar a maior produtividade.

Wang *et al.* (2012) também utilizaram densidade de plantas por volta de 150 por m^2 , e obtiveram produtividade total de biomassa da ordem de $711 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, no entanto, com períodos entre cortes entre 60 e 90 dias, o que resultaria em maior produtividade em comparação com os valores obtidos no trabalho.

Como discutido, além de fatores como espécie utilizada, intervalo entre cada corte, estação do ano e densidade de plantas, a carga aplicada também pode interferir na produtividade (AVELAR *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2011; MATOS *et al.*, 2010). Na Fase 1 as cargas médias aplicadas durante todo período nos SAC-BR A, B, C e D foram de 54; 27; 14 e $7,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK e 10; 5,1; 2,5 e $1,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de P, respectivamente. Já na Fase 2 foram 7,5 e $3,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK e 1,6 e $0,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de PT nos SAC-BR TP e TPB, respectivamente. O maior valor médio de produtividade foi observado no SAC-BR A ($226 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), àquele que recebeu maiores cargas de nutrientes durante todo período, a partir desse valor estimou-se a produtividade anual de $82,5 \text{ t ha}^{-1}$. Por outro lado, essa condição não resultou em diferença significativa de produtividade, ao contrário do que se observa na literatura. Matos *et al.* (2010), por exemplo, obtiveram produtividade de 7,5 a 14,9 toneladas por hectare de capim-tifton durante o período de avaliação, tendo carregamentos orgânicos de 66 a $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO.

3.2 Teor de nutrientes na parte aérea das plantas e capacidade extratora

Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios do teor de nutrientes na parte aérea das plantas e a capacidade extratora em cada SAC-BR.

Tabela 4 - Teores de N e P na parte aérea das plantas e capacidade extratora (CE) em cada SAC-BR.

SAC-BR	N (dag kg ⁻¹)	CE _N (g m ⁻² d ⁻¹)	P (dag kg ⁻¹)	CE _P (g m ⁻² d ⁻¹)
SAC-BR A	2,60 a	0,59 a	0,34 a	0,0020 a
SAC-BR B	2,63 a	0,43 a	0,36 a	0,0016 a
SAC-BR C	2,53 a	0,39 a	0,38 a	0,0015 a
SAC-BR D	2,64 a	0,49 a	0,44 a	0,0022 a
SAC-BR TP	2,25 a	0,31 a	0,13 b	0,0005 b
SAC-BR TPB	2,15 a	0,30 a	0,14 b	0,0010 b

CE_N – capacidade extratora de nitrogênio; CE_P – capacidade extratora de fósforo. Médias seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente pelo teste de Tukey, respectivamente, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Os valores do pH afluente aos sistemas, tanto na Fase 1 quanto na 2, mantiveram-se próximos aos da neutralidade (7,2 e 7,3, respectivamente). Valores de pH próximos aos da neutralidade são importantes em SACs cultivados, pois melhoram o desempenho das espécies vegetais na absorção de nutrientes (BRIX; DYHR-JENSEN; LORENZEN, 2002).

As concentrações de N e P na parte aérea das plantas cultivadas nos SAC-BR ficaram em torno de 2,0 dag kg⁻¹ e 0,4 dag kg⁻¹, com maiores teores observados para as unidades da Fase 1, apesar de não terem sido estatisticamente diferentes para nenhum sistema. Acredita-se que devido à aplicação de maiores cargas durante a Fase 1, os sistemas avaliados na mesma apresentaram teores de nutrientes numericamente maiores do que os avaliados na Fase 2. Já o SAC-BR D foi aquele que apresentou os maiores teores de nutrientes (numéricos), provavelmente devido ao maior TDH do mesmo, o que permitiu maior tempo de contato das raízes com o efluente, resultando em maior absorção.

Zaparoli (2011), ao aplicar efluente sintético com carga de 5,8 g m⁻² d⁻¹ de N, observou teor de nitrogênio de 0,25 dag kg⁻¹ na massa seca do capim-vetiver, em cultivo durante 40 dias, valor inferior aos obtidos no presente trabalho. Já Ramos *et al.* (2017), avaliando erva-de-bicho e capim-vetiver obtiveram concentrações de nitrogênio de 2,77 e 1,96 dag kg⁻¹.

Em relação à capacidade extratora de nitrogênio, obtido pelo produto da produtividade e teor de nutrientes, se não houve diferença significativa dos dois fatores também não há na carga de nitrogênio removida por unidade de área. Comparando com a literatura, verificou-se valor semelhante ao obtido no SAC-BR A foi observado por Jesus (2016) no inverno, sendo de 0,58 g m⁻² d⁻¹. A capacidade extratora, no entanto, chegou a alcançar 1,33 g m⁻² d⁻¹ na primavera. Miranda-Santos (2012) também obteve capacidade extratora do capim-vetiver semelhante às observadas neste trabalho, 0,51 g m⁻² d⁻¹.

Já para capacidade de extração de fósforo, Jesus (2016) e Miranda-Santos (2012) obtiveram o mesmo valor de $0,07 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, esse referente à estação da primavera para o primeiro autor, sendo que no inverno foi observado valor menor ($0,02 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Ainda assim, os valores foram superiores aos encontrados no presente trabalho ($0,002 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,001 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para os sistemas na Fase 1 e 2, respectivamente). Ao avaliar a capacidade extratora do capim tifton-85 (*Cynodon spp.*), no tratamento das ARS em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), Fia *et al.* (2011), obtiveram $0,083 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Já Matos *et al.* (2010), também avaliando o capim-tifton 85, verificaram que, à medida que se elevava a taxa de carregamento orgânico, os valores da capacidade de extração também aumentavam nas remoções de fósforo, correspondendo a valores na faixa de $0,013$ a $0,032 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

A partir da produtividade de massa seca, teor de nutrientes na parte aérea e o aporte de nutrientes em cada SAC-BR foi possível calcular a participação total das plantas na remoção total dos nutrientes (TABELA 5). Assim, o cálculo foi feito da relação entre a carga removida via extração pelas plantas e a carga total removida nos SACs (EQUAÇÃO 2).

Tabela 5 - Participação via absorção pela parte aérea do capim-vetiver cultivados nos diferentes SACs-BR na remoção total (%) de N e P do sistema, durante as Fases 1 e 2.

Fase 1		
SAC-BR	N	P
SAC-BR A	0,74 a	0,61 a
SAC-BR B	1,1 a	0,95 a
SAC-BR C	2,1 a	2,0 a
SAC-BR D	6,2 a	6,9 b
Fase 2		
SAC-BR TP	7,3 a	1,8 a
SAC-BR TPB	15 a	4,5 ab

Médias seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente pelo teste de Tukey, respectivamente, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

As maiores contribuições da extração de nutrientes pela parte aérea das plantas nas eficiências de remoção de fósforo, foram obtidas pelo SAC-BR D, durante a fase com as maiores cargas aplicadas. Esse SAC teve eficiência de remoção estatisticamente igual ao SAC-BR TPB, que, por sua vez, apresentou a segunda maior contribuição na remoção de fósforo e a maior na remoção de nitrogênio quando comparados aos demais sistemas (diferenças não significativas).

O nitrogênio foi o nutriente em que a remoção via extração pela parte aérea foi mais importante em relação à remoção total em todos os sistemas e em ambas as fases, tal como observado por Jesus (2016). O autor obteve remoções totais de N e P de 10 e 3%, respectivamente, valores inferiores aos apresentados pelo SAC-BR TPB, sistema de melhor desempenho (não significativo) na Fase 2. Assim, a inserção da brita não contribuiu efetivamente para a remoção de N, ao contrário do que observaram Saraiva, Matos e Matos (2019), que verificaram o uso do capim-elefante cultivado na brita proporcionava maior extração de N, P e K, enquanto o cultivo de capim-tifton 85 em meio com garrafas PET auxiliou na remoção via absorção de Na.

Borges *et al.* (2015) obtiveram valor de 10,4% da participação do capim-vetiver na remoção total de nitrogênio em SACs de escoamento vertical no tratamento de efluente sintético à base de nitrato sem adição de etanol. Porém, quando foi adicionado etanol, esse valor caiu para 1,4%, indicando que outras rotas, como a desnitrificação, tiveram aumento de sua contribuição.

Os resultados obtidos neste trabalho, no entanto, contrariam as conclusões de Wang *et al.* (2012), que afirmaram que a principal rota para remoção de P em SACs-BR é por absorção pelas plantas. Os autores encontraram remoções de 34,9-43,8% da massa de N e 62,1-74,8% da massa de P via extração pelas culturas cultivadas em SACs. Ainda assim, a remoção via parte aérea de 15% de N e 6,9% de P foram consideradas satisfatórias, visto que em sistemas de tratamento biológicos a remoção de nutrientes apresenta limitações.

4 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que:

- i. A produtividade do capim-vetiver cultivados em SACs-BR foi influenciada por fatores como carga de nutrientes aplicada, condições ambientais e período de avaliação (considerando a adaptação da cultura);
- ii. O maior valor médio de produtividade foi observado no SAC-BR A ($226 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), àquele que recebeu maiores cargas de nutrientes durante todo período avaliado, a partir desse valor estimou-se a produtividade anual de $82,5 \text{ t ha}^{-1}$;
- iii. A presença de brita não influenciou significativamente na produtividade do capim-vetiver, porém, as plantas cultivadas na unidade apresentaram maior teor e capacidade extratora de fósforo. Quando comparado em relação às contribuições da absorção na remoção dos SACs-BR, não houve diferença significativa da brita em relação à unidade com o mesmo TDH na Fase 1;
- iv. A participação das plantas na remoção de nutrientes via parte aérea alcançou eficiências de remoção total de N e P de 15,0 e 6,9%, sendo que os sistemas com maiores TDH e que receberam menores cargas, foram os que apresentaram melhor desempenho.
- v. A baixa produtividade do capim-vetiver obtida pode estar ligada à alta densidade de plantas.

REFERÊNCIAS

- ANDRIES, R. G.; MATOS, A. T.; FREITAS, W. S. Estimation of plant productivity and nutrient extraction capacity along the length of horizontal subsurface flow constructed wetland treating swine wastewater. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 3, 2018.
- AVELAR, F. F. *et al.* Desempenho agrônômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 2, p. 322-330, 2015.
- BATTY, L. C.; YOUNGER, P. L. Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: effects of metal and nutrient uptake. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 132, n. 1, p. 85-93, 2004.
- BORGES, A. C. *et al.* Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. **Desalination and Water Treatment**, [S.l.], v. 57, n. 12, p. 5464-5472, 2016.
- BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. **Journal of Experimental Botany**, [S.l.], v. 53, n. 379, p. 2441-2450, 2002.
- CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Balanço de fósforo e nitrogênio em leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 1-11, 2019.
- CASELLES-OSORIO A. *et al.* Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, [S.l.], v. 41, p. 1388-1398, 2007.
- CHENG, B. *et al.* Growth and Contaminant Removal Effects of Several Plants in Constructed Wetlands. **Journal of Integrative Plant Biology**, [S.l.], v. 51, Issue 3, 2009.
- EUSTÁQUIO JÚNIOR, V. *et al.* Efficiency of constructed wetland systems cultivated with black oats treatment of domestic sewage. **Acta Scientiarum Technology**, [S.l.], v. 34, n. 4, p. 391-398, 2012.
- FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 6, n. 1, 2011.
- FU, G. *et al.* Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 60, p. 393-398, 2013.
- GE, Y. *et al.* Sustainable growth and nutrient uptake of plants in a subtropical constructed wetland in southeast China. **Fresenius Environmental Bulletin**, [S.l.], v. 16, n. 9, p. 1023-1029, 2007.

HUA, Y. *et al.* Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 108, p. 70-77, 2017.

JAMSHIDI, S. *et al.* Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with Phragmites sp. and Typha sp. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 131, 2014.

JESUS, F. L. F. **Desempenho e influência dos capins Tifton 85 (Cynodon sp.) e vetiver (Chrysopogon zizanioides) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos**. 2016. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

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

LEE, C.; FLETCHER, T. D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. **Engineering in Life Sciences**, [S.l.], v. 9, n. 1, p. 11-22, 2009.

LOPES, B. C. *et al.* Potential use of Tifton 85 cultivated in VFCW for animal feed. **Water Practice & Technology**, [S.l.], v. 15, n. 3, p. 598-604, 2020.

MARCHAND, L. *et al.* Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with Phragmites australis, Juncus articulatus and Phalaris arundinacea. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 64, p. 291-300, 2014.

MATOS, A. T. *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1.311-1.317, 2010.

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

MATOS, A. T. *et al.* Concentração de macronutrientes e de sódio na parte aérea de espécies vegetais, cultivadas de forma consorciada e em diferentes posições em sistemas alagados construídos. **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, Viçosa, v. 19, n. 2, p. 141-151, 2011.

MATOS, A. T. *et al.* Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 83-92, 2010.

MATOS, A. T. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias**. Viçosa: UFV, 2015, 149 p.

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

MATOS, M. P. *et al.* Clogging in constructed wetlands: indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 676, p. 333-342, 2019.

MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e a eficiência do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos**. 2012. 65 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, Bauru, 2012.

NEDJIMI, B. Seasonal variation in productivity, water relations and ion contents of *Atriplex halimus* spp. *Schweinfurthii* grown in Chott Zehrez wetland, Algeria. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, [S.l.], v. 11, n. 1, p. 43-49, 2012.

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

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

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

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Extraction capacity of grasses grown in constructed wetland systems using different arrangements and substrates. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 39, n. 5, p. 668-675, 2019.

SATHE, S. M.; MUNAVALLI, G. R. Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 28, p. 240-249, 2019.

SOARES, J. S. *et al.* Características do esgoto sanitário gerado na UFLA antes e após início do isolamento social. In: Congresso de Pós-Graduação. 2020. 29., Lavras. **Anais [...]**. Lavras, 2020. p. 334.

SRIVASTAVA, J.; CHANDRA, H.; SINGH, N. Allelopathic response of *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash on members of the family Enterobacteriaceae and *Pseudomonas* spp. **The Environmentalist**, [S.l.], v. 27, n. 2, p. 253-260, 2007.

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

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Modeling of productivity and nutrient extraction by the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, p. 1-9, 2021.

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

VERHOFSTAD, M. J. J. M. *et al.* Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 106, p. 423-430, 2017.

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

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

WANG, J. *et al.* Contaminant removal from low-concentration polluted river water by the bio-rack wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 24, n. 6, p. 1006-1013, 2012.

WANG, Q. *et al.* Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: role of plant presence. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 23, n. 5, p. 4036-4045, 2015.

WIESSNER, A. *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. **Water Research**, [S.l.], v. 39, p. 248-256, 2005.

ZAPAROLI, B. R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. 2011. 81 p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente; Energia na Agricultura; Mecanização Agrícola; Processamento de Produção) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.